

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Faculdade de Ciências e Tecnologia

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**Caracterização das águas residuais produzidas no *campus*
universitário da FCT/UNL**

Marisa Alexandra de Garcia Pina

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Perfil de Engenharia Sanitária

Orientador: Professor Doutor Nuno Lapa

Lisboa

2010

À minha mãe

Agradecimentos

Ao Professor Doutor Nuno Lapa, pela orientação na realização do presente trabalho, pelo apoio nos melhores e, principalmente, nos piores momentos, por todos os conhecimentos que me transmitiu, por todos os conselhos e incentivos que me deu, e pelas longas horas de discussão e pela grande paciência demonstrada ao longo dos meses que envolveram a realização da presente dissertação.

Ao Eng.º Rui Barbosa, pelo apoio demonstrado ao longo do trabalho, pelo auxílio no desenvolvimento do trabalho de campo e no trabalho laboratorial e pela disponibilidade apresentada sempre que foi necessária.

Ao Eng.º João Morais, Assistente da UNL/FCT, pelo acompanhamento na realização do trabalho de campo e pelo auxílio na determinação de caudais.

À Eng.ª Filipa Santos, responsável pelo Projecto Campus Verde, por toda a disponibilidade apresentada.

Ao Eng.º Jorge Magalhães, coordenador da Divisão de Apoio Técnico da FCT, pelo auxílio na obtenção de informação.

Ao Eng. Tiago Meirinhos, responsável pela ETAR do Portinho da Costa, pela rápida disponibilização de informação necessária ao presente trabalho.

À Sr.ª Rita Braga, técnica do GDEH/FCT/UNL, e à Sr.ª Rosa Pinto, auxiliar de laboratório do GDEH/FCT/UNL, pelo apoio importante que deram na realização de muitas análises laboratoriais.

Ao GDEH-FCT/UNL por ter disponibilizado o laboratório, todos os equipamentos, reagentes e material de laboratório utilizados nos ensaios laboratoriais.

A todos os meus amigos que estiveram presentes nos bons e maus momentos, em especial à Rita, à Patrícia e à Inês que estiveram sempre lá nos momentos mais difíceis.

Ao Bruno, sem o qual o presente trabalho não teria sido possível, por todo o apoio incondicional, pelo carinho e pelas palavras duras quando foi necessário.

E por fim, à minha família, pelo apoio incondicional, pelo carinho, paciência e entusiasmo ao longo de todo um percurso académico.

Resumo

O projecto *Campus Verde*, criado em 2000, tem como objectivo a melhoria do desempenho ambiental da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (FCT/UNL) com a implementação e certificação de um sistema de gestão ambiental (SGA) de acordo com a Norma NP EN ISO 14001:2004.

Neste contexto, a presente dissertação teve como objectivo caracterizar as águas residuais produzidas no *campus* da FCT/UNL, sob os pontos de vista físico-químico, ecotoxicológico e dos caudais descarregados nos colectores municipais. As águas residuais produzidas no *campus* da faculdade são de proveniência diversa, sendo misturados ao longo da rede de drenagem interna da mesma. A ligação à rede de drenagem do município de Almada é realizada através de dois colectores distintos, localizados nos dois extremos do *campus* (Colector junto à circular Norte do *campus* - **Colector Norte**, entre o Grande Auditório e a Biblioteca; Colector junto ao novo Edifício da empresa YDreams - **Colector Sul**).

A caracterização dos efluentes produzidos foi realizada em duas campanhas, as quais decorreram em Novembro de 2008 e em Março de 2009. Esta última incluiu uma quantificação dos caudais de águas residuais produzidos no *campus* que são descarregados nos colectores municipais através dos dois colectores internos anteriormente descritos.

A caracterização físico-química incluiu a avaliação dos seguintes parâmetros: CBO₅ (20); CQO; Sólidos totais; Sólidos suspensos totais; Sólidos dissolvidos totais; Óleos e Gorduras; Hidrocarbonetos totais; Detergentes aniónicos; Cianetos livres; Compostos fenólicos; Fluoretos; Sulfatos; Sulfuretos; Arsénio total; Alumínio total; Cádmio total; Chumbo total; Cobre total; Crómio (VI); Crómio total; Estanho total; Mercúrio total; Níquel total; Prata total; Zinco total.

A avaliação da ecotoxicidade das amostras foi efectuada de acordo com o protocolo “WET” utilizando a bactéria bioluminescente *Vibrio fischeri* (sistema “Microtox”[®]).

A biodegradabilidade das amostras ensaiadas, em ambas as campanhas, foi avaliada recorrendo a uma versão simplificada do ensaio de biodegradabilidade 301 A: “*DOC Die-Away*” da OCDE.

Foram ainda quantificados os caudais produzidos durante um dia de pleno funcionamento do *campus* da FCT/UNL, durante a campanha de Março de 2009. Para o efeito, foi utilizado um caudalímetro da marca ISCO, modelo 2150 – “*Area Velocity Module*”.

A caracterização físico-química das águas residuais colhidas em cada colector, Norte e Sul, permitiu concluir que as mesmas não apresentaram características idênticas, sendo a água residual afluenta ao colector Sul mais carregada do que a que aflui ao colector Norte. A água residual que aflui ao colector Norte apresentou os seguintes teores para alguns dos parâmetros físico-químicos analisados: 118 e 290 mg O₂/L para o CBO₅; 302 mg O₂/L para o CQO em ambas as campanhas; 395 e 2582 mg/L para os Sólidos Totais; 748 e 614 mg/L para os Óleos e Gorduras. A água residual afluenta ao colector Sul apresentou as seguintes concentrações: 385 mg O₂/L e 415 mg O₂/L para o CBO₅; 603 e 667 mg O₂/L para o CQO; 69,5 e 282 mg/L para os Sólidos Totais; 1114 e 1356 mg/L para os Óleos e Gorduras. Foram detectadas concentrações muito reduzidas de metais nas amostras analisadas de ambos os colectores.

As águas residuais produzidas no *campus* da FCT foram classificadas como sendo biodegradáveis por via aeróbia, porque as percentagens mínimas de remoção dos substratos orgânicos foram superiores à que é definida pela OCDE. A remoção dos substratos orgânicos foi dividida em dois períodos: o primeiro período caracterizou-se por um modelo de cinética de primeira ordem e o segundo período por um modelo de cinética de ordem zero.

De acordo com a classificação de Vassuer (1986) os níveis de ecotoxicidade de todas as amostras para a bactéria *Vibrio fischeri* foram reduzidos.

Foram determinados volumes diários totais de 12,40 m³, no colector Sul, e de 15,68 m³, no colector Norte, com caudais médios horários de 0,379 m³/h e 0,314 m³/h, respectivamente. Foram estimados caudais mensais na ordem de 843 m³/mês, para períodos de plena actividade do *campus*. Com base numa estimativa de ocupação diária do *campus* de 3220 pessoas, foi obtida uma captação de água residual de 8 L/(utente.dia).

Foi identificada uma terceira ligação da rede interna de colectores do *campus* da FCT à rede de drenagem do município de Almada, ligação não identificada inicialmente pela ex-DLC. Esta ligação deverá ser tida em conta em futuros estudos sobre a qualidade e quantidade de águas residuais produzidas no *campus* da FCT.

Abstract

”Campus Verde” Project, created in 2000, intends to improve the environmental performance of Faculdade de Ciências e Tecnologia of Universidade Nova de Lisboa (FCT/UNL), through the implementation of a certificated environmental management system (EMS) according to the Portuguese standard number NP EN ISO 14001:2004.

In this context, the aim of this thesis was to characterize the wastewaters produced in FCT/UNL *campus* by performing the chemical analysis of the effluents, the determination of their ecotoxicity level and the quantification of wastewater flows. The wastewaters produced in the FCT/UNL *campus* are produced in different sources and are mixed in the internal *campus* sewer network. The connection with Almada Municipality Sewer System is preformed by two sewers located on the two far ends of the *campus* (sewer located in the north road of the *campus* – **Northern Sewer**, between auditory and the library; sewer located near the new building of Ydreams Company – **Southern Sewer**).

The characterization of the wastewaters produced was performed in two different campaigns that took place in November 2008 and in March 2009. The last campaign has included the quantification of the daily wastewater flows produced in the *campus* which are discharged in municipal sewer network through the sewers previously identified.

The physico-chemical characterization has included the determination of the following parameters: BOD₅ (20); COD; Total Solids; Total Suspended Solids; Total Dissolved Solids; Oils and Greases; Total hydrocarbons; Anionic Surfactants; Cyanides; Phenolic compounds; Fluoride; Sulphate; Sulphide; Total Arsenic; Total Aluminium; Total Cadmium; Total Lead; Total Copper; Total Chromium; Chromium (VI); Total Tin; Total Mercury; Total Nickel; Total Silver; Total Zinc.

The ecotoxicity assessment was made according to the “WET” protocol, by using the bioluminescent bacteria *Vibrio fischeri* (“Microtox”[®] system).

Biodegradability of the wastewater samples was assessed by a modified version of the OECD biodegradability assay number 301 A: “DOC Die-Away”.

During the campaign of March 2009, the wastewater flows produced in 24 hours of full activities in FCT *campus* were determined. A flow meter of ISCO (model 2150 – “Area Velocity Module”) was used.

The physico-chemical evaluation of wastewater samples collected in both sewers, Northern and Southern, allowed to conclude that the wastewaters had different characteristics. The wastewaters collected in Southern sewer had a higher load than the wastewaters collected in the Northern sewers. The wastewater flowing in the Northern sewer had the following concentrations for some of the chemical parameters: 118 and 290 mg O₂/L for BOD₅; 302 mg O₂/L for COD in both campaigns; 395 and 2582 mg/L for Total Solids; 748 and 614 mg/L for Oils and Greases. The wastewater flowing in the Southern sewer had the following concentrations: 385 mg O₂/L and 415 mg O₂/L for BOD₅; 603 and 667 mg O₂/L for COD; 69,5 and 282 mg/L for Total Solids; 1114 and 1356 mg/L for Oils and Greases. Very low concentrations of metals were detected in the wastewater samples collected in both sewers.

All wastewater samples collected in FCT *campus* were classified as biodegradable in aerobic conditions, because the removal percentages of organic substrates were higher than the minimum level defined in OECD criterion. The removal of organic substrates in all wastewater samples was divided in two different periods: the first period in the beginning of the biodegradability assays was characterized by a first order kinetic model and the second period, up to the end of the biodegradability assays, were characterized by a zero order kinetic model.

According to Vassuer (1986) classification, the ecotoxicity levels of all wastewater samples for *Vibrio fischeri* bacterium were low.

The total daily volume obtained in the Southern sewer were of 12,40 m³, and in the Northern sewer of 15,68 m³, with medium hourly flows of 0,379 m³/h and 0,314 m³/h, respectively. A monthly flow of 843 m³/month was estimated for months of full activities in the *campus*. Based in an estimation of the *campus* daily occupation of 3220 persons, a *per capita* wastewater production rate of 8 L/(person.day) was calculated.

It was identified a third connection of the FCT *campus* sewers to the municipal wastewater drainage system which was not previously identified by the FCT Services in the beginning of the present thesis. This connection must be taken into account in future studies on the quality and quantity of wastewaters produced in FCT *campus*.

Abreviaturas

AR	Água Residual
ARD	Água Residual Doméstica
CE ₅₀	Concentração de uma substância que provoca um efeito tóxico numa percentagem de 50% da população testada
CBO ₅	Carência Bioquímica de Oxigénio, em 5 dias
CID	Carbono Inorgânico Dissolvido
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
CQO	Carência Química de Oxigénio
CTD	Carbono Total Dissolvido (Inclui o CID e COD)
DAT	Divisão de Apoio Técnico
DLC	Divisão de Logística e Conservação
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
FCT/UNL	Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa
GDEH	Grupo de Disciplinas de Ecologia da Hidrosfera
IES	Instituições de Ensino Superior
OECD	“Organization for Economic Co-operation and Development” (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico)
RMAR	Regulamento Municipal de Águas Residuais
SGA	Sistemas de Gestão Ambiental
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WET	Whole Effluent Toxicity

Índice

1. Introdução	1
1.1. Enquadramento e objectivo	1
1.2. Caracterização do <i>campus</i> da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.....	2
1.2.1. Localização e organização	2
1.2.2. Caracterização da rede de drenagem do <i>campus</i> da FCT/UNL e inserção na rede de drenagem do Município de Almada	4
1.2.3. Estimativas de produção de água residual no <i>campus</i> da FCT/UNL.....	8
1.3. Enquadramento legal de descarga das águas residuais produzidas no <i>campus</i> da FCT na rede de drenagem da Cidade de Almada	9
1.4. Características de águas residuais	10
1.4.1. Águas residuais domésticas	11
1.4.1.1. Composição de uma Água Residual Doméstica.....	11
1.4.1.2. Caudais de águas residuais domésticas	15
1.4.2. Águas residuais industriais.....	17
1.5. Caracterização das águas residuais produzidas no Concelho Almada.....	18
1.6. Características de águas residuais de <i>campus</i> universitários.....	22
1.7. Biodegradabilidade de águas residuais.....	25
2. Material e Métodos	29
2.1. Campanha de amostragem de águas residuais produzidas no <i>campus</i> da FCT/UNL	29
2.2. Parâmetros químicos analisados e metodologia analítica	31
2.3. Ensaio de biodegradabilidade das amostras compósitas.....	38
2.3.1. Metodologia do Ensaio de Biodegradabilidade.....	38
2.3.1.1. Determinação dos parâmetros de controlo das condições de ensaio	40
2.3.1.2. Determinação do Carbono Orgânico Dissolvido	40
2.3.1.3. Cinéticas de remoção	40
2.4. Metodologia do ensaio de ecotoxicidade para a bactéria <i>Vibrio fischeri</i>	42

2.5.	Metodologia de medição dos caudais das águas residuais.....	44
3.	Resultados e Discussão.....	47
3.1.	Caracterização físico-química das amostras compósitas	47
3.2.	Ensaio de Biodegradabilidade.....	56
3.2.1.	Campanha de Novembro de 2008.....	56
3.2.2.	Campanha de Março de 2009	64
3.3.	Ensaio de Ecotoxicidade para a Bactéria <i>Vibrio fischeri</i>	71
3.4.	Caudais das Águas Residuais	72
3.4.1.	Colector Sul.....	72
3.4.2.	Colector Norte.....	75
3.4.3.	Caudal produzido no <i>campus</i> da FCT/UNL: comparação com estudos anteriores e com caudais de consumo de água potável	79
3.5.	Estimativa de cargas poluentes presentes nas águas residuais do <i>campus</i> da FCT/UNL	83
4.	Conclusões	87
5.	Propostas de trabalho futuro.....	91
6.	Referências bibliográficas.....	93

Índice de Figuras

Figura 1.1 - Fotografia aérea do <i>campus</i> da FCT/UNL (www.fct.unl.pt)	2
Figura 1.2 – Rede de drenagem de esgotos domésticos do <i>campus</i> da FCT/UNL.....	6
Figura 1.3 – Locais de descarga de águas residuais, produzidas no <i>campus</i> da FCT/UNL, nos colectores municipais (Google Earth, 2010)	7
Figura 1.4 – Síntese do diagnóstico ao domínio da Água, Levantamento Ambiental de 2000 – Resumo Executivo	8
Figura 1.5 – Caudais domésticos horários de água potável e água residual (Butler and Davies, 2004)	15
Figura 1.6 - Bacias de drenagem e localização das ETARs do Município de Almada (SMAS, 2010)	19
Figura 1.7 - Consumo doméstico de água potável no concelho de Lisboa (Matriz da água de Lisboa, 2004).....	21
Figura 1.8 – Remoção de substâncias simples. A: substâncias separadas. B: Mistura de substâncias (Jördening e Winter, 2005)	26
Figura 2.1 - Colectores automáticos, da marca ISCO, utilizados em ambas as campanhas efectuadas, material de apoio à amostragem.....	29
Figura 2.2 - Colocação dos colectores automáticos nos locais de colheita: 1 - Colector Norte; 2 - Colector Sul.....	30
Figura 2.3 - Instalação e programação do caudalímetro: 1 – Instalação do hardware; 2 – Programação do software	31
Figura 2.4 - Sistema "Microtox"®, modelo M500, utilizado para a realização do ensaio ecotoxicológico.....	43
Figura 3.1 - Evolução do pH nas quatro amostras ao longo do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2008).....	56
Figura 3.2 - Evolução do COD nas quatro amostras ao longo do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2008).....	59
Figura 3.3 – Evolução da percentagem de remoção de COD ao longo dos ensaios de biodegradabilidade das amostras colhidas na campanha de Novembro de 2008.....	60
Figura 3.4 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Sul (campanha 2008)	61
Figura 3.5 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Inóculo Sul + Peptona + Extracto de Carne (campanha 2008)	62

Figura 3.6 - Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Norte (campanha 2008).....	63
Figura 3.7 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Inóculo Norte + Peptona + Extracto de Carne (campanha 2008)	63
Figura 3.8 - Evolução do pH nas quatro amostras ao longo do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2009).....	65
Figura 3.9 - Evolução do COD nas quatro amostras ao longo do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2009).....	66
Figura 3.10 – Evolução de remoção de substrato (campanha 2009)	66
Figura 3.11 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Sul (campanha 2009)	68
Figura 3.12 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Inóculo Sul + Peptona + Extracto de Carne (campanha 2009)	69
Figura 3.13 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Norte (campanha 2009).....	69
Figura 3.14 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Inóculo Norte+ Peptona + Extracto de Carne (campanha 2009)	70
Figura 3.15 - Caudal instantâneo de águas residuais afluentes ao colector Sul durante 24 horas de amostragem, no período de 9 para 10 de Março de 2009.....	73
Figura 3.16 – Volume acumulado de águas residuais, durante 24 horas, afluentes ao Colector Sul, no período de 9 para 10 de Março de 2009.....	75
Figura 3.17 - Caudal instantâneo de águas residuais afluentes ao colector Norte, durante 24 horas de amostragem, no período de 10 a 11 de Março de 2009.....	77
Figura 3.18 - Volume acumulado de águas residuais, durante 24 horas, afluentes ao Colector Norte, no período de 10 a 11 de Março de 2009	79
Figura 3.19 - Planta da rede de esgotos domésticos do <i>campus</i> da FCT/UNL – Pormenor Portaria 7	82
Figura 3.20 - Planta da rede de esgotos domésticos do <i>campus</i> da FCT/UNL – Pormenor Zona Noroeste.....	83

Índice de Quadros

Quadro 1.1 – Edifícios existentes no <i>campus</i> da FCT/UNL e anos de conclusão	3
Quadro 1.2 - Valores Máximos Admissíveis em águas residuais industriais para descarga nos colectores municipais do Concelho de Almada (Regulamento Municipal de Águas Residuais, 1995)	9
Quadro 1.3 -Valores típicos de carga de poluente de uma água residual doméstica.....	12
Quadro 1.4 - Cargas de metais encontradas em águas residuais de diversos países (Henze <i>et al.</i> , 2004)	12
Quadro 1.5 - Valores típicos de concentrações para vários parâmetros característicos de uma água residual doméstica	13
Quadro 1.6 – Concentrações de metais tipicamente encontradas em águas residuais domésticas (Henze <i>et al.</i> , 1997).....	14
Quadro 1.7 – Caudais típicos de actividades comerciais, instituições e actividades recreativas segundo vários autores	16
Quadro 1.8 - Concentrações típicas de águas residuais industriais (em mg/L) (Quevauviller <i>et al.</i> , 2006)	18
Quadro 1.9 - Indicadores de Exploração das ETARs que recebem as águas residuais no Município de Almada (SMAS, 2010).....	20
Quadro 1.10 - Caracterização do afluente à ETAR do Portinho da Costa, (SMAS, 2010). (comunicação escrita do Eng.º Tiago Meirinho, Setembro de 2010).....	22
Quadro 1.11 - Caracterização do efluente da “Obafemi Awolowo University” (Ogunfowokan, 2005)	23
Quadro 1.12 - Caracterização físico-química dos efluentes produzidos no <i>campus</i> da Universidade Federal de Ouro Preto (Bertolino, 2008)	24
Quadro 2.1 - Parâmetros químicos analisados nas amostras compostas, normas utilizadas, metodologias e princípios dos métodos analíticos.....	32
Quadro 2.2 - Limites de quantificação da Espectrometria de Absorção Atómica dos diferentes metais que foram analisados nos digeridos das amostras das águas residuais colhidas no <i>campus</i> da FCT/UNL	37
Quadro 2.3 - Composição dos conteúdos dos balões utilizados nos ensaios de biodegradabilidade	38
Quadro 2.4 - Volumes de sólidos decantáveis que foram utilizados como inóculos da água residual sintética	39
Quadro 2.5 - Cinéticas de remoção de substrato, método integral (adaptado de Grady, 1980)41	

Quadro 2.6 - Classificação toxicológica de efluentes domésticos, Classificação de Vasseur (1986)	44
Quadro 3.1 - Caracterização físico-química das águas residuais produzidas no <i>campus</i> da FCT/UNL (campanhas de 2008 e 2009)	48
Quadro 3.2 - Conformidade de descarga de águas residuais produzidas no <i>campus</i> da FCT/UNL de acordo com os valores limite de admissão definidos no Regulamento Municipal de Águas Residuais do município de Almada	54
Quadro 3.3 - Evolução das amostras durante o ensaio de biodegradabilidade (campanha 2008)	57
Quadro 3.4 - Parâmetros cinéticos do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2008).....	64
Quadro 3.5 – Parâmetros cinéticos do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2009).....	70
Quadro 3.6 - Resultados do ensaio toxicológico para as duas campanhas realizadas	71
Quadro 3.7 - Classificação do ensaio toxicológico para as duas campanhas realizadas	71
Quadro 3.8 - Caudais horários afluentes ao colector Sul do <i>campus</i> da FCT/UNL, no período de 9 a 10 de Março.....	74
Quadro 3.9 - Caudais horários afluentes ao colector Norte do <i>campus</i> da FCT/UNL, no período de 10 a 11 de Março	78
Quadro 3.10 - Consumo de água potável do <i>campus</i> da FCT/UNL nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março.....	81
Quadro 3.11 – Concentrações e cargas dos parâmetros químicos ensaiados na campanha de 2009.....	84
Quadro 3.12 – Quantificação das cargas de poluente por utente produzidas num dia no <i>campus</i> da FCT/UNL	85

1. Introdução

1.1. Enquadramento e objectivo

A dimensão ambiental das Instituições de Ensino Superior (IES) acarreta impactes significativos ao nível do consumo de energia, de água e substâncias químicas, bem como a produção de resíduos, perigosos e não perigosos, e a produção de efluentes líquidos. Deste modo, as IES encontram-se em posição privilegiada para melhorar o seu comportamento sustentável, pois, se por um lado são geradoras de problemas ambientais, por outro lado dispõem do conhecimento e competências necessárias para abordar estes mesmos problemas (Santos, 2009).

O projecto *Campus Verde*, criado em 2000, tem como objectivo a melhoria do desempenho ambiental da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (FCT/UNL) com a implementação e certificação de um sistema de gestão ambiental (SGA) de acordo com a Norma NP EN ISO 14001:2004.

No âmbito do sistema de gestão ambiental da FCT/UNL existe a necessidade de se conhecer a qualidade e a quantidade dos efluentes produzidos no *campus* desta faculdade, sendo necessário determinar, nomeadamente, se se equiparam a águas residuais domésticas ou a águas residuais industriais e se são passíveis de serem descarregados na rede de drenagem do município sem necessidade de tratamento prévio.

Neste contexto, a presente dissertação teve como objectivo caracterizar as águas residuais produzidas no *campus* da FCT/UNL, sob os pontos de vista físico-químico, ecotoxicológico e dos caudais descarregados nos colectores municipais. Segundo a informação fornecida, em 2008, pela ex-Divisão de Logística e Conservação (DLC) da FCT/UNL, actual Divisão de Apoio Técnico, estas águas residuais, de proveniência diversa (casas de banho, refeitórios, laboratórios, entre outros locais) são misturadas nos colectores existentes no interior do *campus* e são descarregadas em colectores municipais, em dois locais distintos (Colector junto à circular Norte do *campus* - **Colector Norte**, entre o Grande Auditório e a Biblioteca; Colector junto ao novo Edifício da empresa YDreams - **Colector Sul**).

1.2. Caracterização do *campus* da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

1.2.1. Localização e organização

A Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT) é hoje uma das escolas portuguesas públicas mais prestigiadas no ensino superior de engenharia e de ciências. Situando-se no Monte de Caparica, num *campus* universitário com uma área de 30 ha, com capacidade de expansão até 60 ha, é uma das nove unidades orgânicas da Universidade Nova de Lisboa (UNL), que foi criada em 1977 pelo Decreto-Lei nº463-A/77. É frequentada, actualmente, por cerca de 7500 estudantes, dos quais cerca de 1400 são estudantes de pós-graduação (mestrado e doutoramento). Emprega cerca de 500 docentes e investigadores (320 doutorados) e 220 funcionários administrativos.

O *campus* da Caparica (Figura 1.1), em que a FCT está situada, dispõe de infra-estruturas de ensino e de investigação modernas. A FCT/UNL estrutura-se em 14 sectores departamentais e 8 serviços de apoio, acolhendo 18 centros de investigação reconhecidos pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia, do Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior, distribuídos pelos 20 edifícios que compõem o núcleo central do *campus*.



Figura 1.1 - Fotografia aérea do *campus* da FCT/UNL (www.fct.unl.pt)

O *campus* inclui outras infra-estruturas, como campos desportivos, creche, posto de enfermagem, livraria, agência bancária, agência de viagens, loja de conveniência, cantina, vários restaurantes e cafés. Inclui ainda uma residência de estudantes, a qual se encontra fora do núcleo central do *campus*. A residência encontra-se situada em Costas de Cão, separada do *campus* da faculdade e possui um sistema de drenagem independente, o qual, por isso, não faz parte do âmbito do presente trabalho.

Existem actualmente oito restaurantes e bares no *campus* que servem aproximadamente 2500 refeições diárias, sendo que 1700 são servidas nas instalações da cantina, a qual pertence aos Serviços de Acção Social da Universidade Nova de Lisboa.

O acesso ao *campus* assenta numa rede de transportes públicos variada que inclui serviços combinados entre barco e comboio, com autocarros e metro de superfície.

Inicialmente, o *campus* era constituído por apenas um edifício e três hangares, tendo sido a construção, do que hoje significa *campus* da FCT/UNL, faseada ao longo dos anos. O Quadro 1.1 identifica os anos de construção dos vários edifícios que hoje compõem o núcleo do *campus*, de acordo com os registos do arquivo da FCT.

Quadro 1.1 – Edifícios existentes no *campus* da FCT/UNL e anos de conclusão

Edifício	Ano de conclusão
Edifício I	1980
Hangares	1982
Edifício II	1983
Edifício III	1983
Edifício IV	1984
Grande Auditório (V)	1987
Cantina	1988
Edifício VI	1989
UniNova	1991
CeniMat	1993
Centro de Excelência do Ambiente (CEA)	1994
Edifício Departamental	1993 (1ª fase)
	1996 (2ª fase)
	1997 (3ª fase)
CITI (Programa Ciência)	1994
Edifício VII	1998
Edifício VIII	1999

Quadro 1.1 – (continuação)

Edifício	Ano de conclusão
Edifício IX	1999
Edifício X	2000
Biblioteca Geral	2005

De acordo com o levantamento efectuado por Matos (2009), quer o Plano Director da FCT/UNL, de 1987, quer o Plano Urbanístico de 1992, não foram seguidos à risca no que diz respeito à implantação de infra-estruturas, tendo ocorrido a construção de infra-estruturas não previstas e alteração de localização de outras.

1.2.2. Caracterização da rede de drenagem do *campus* da FCT/UNL e inserção na rede de drenagem do Município de Almada

A construção da rede de drenagem de esgotos domésticos do *campus* da FCT/UNL foi faseada, acompanhando o crescimento da rede de infra-estruturas criadas ao longo dos anos.

A primeira fase consistiu na construção das redes dos Edifícios I, II, antigo complexo desportivo, Cantina e Hangares I, II, III e IV. Seguiram-se as redes dos edifícios III, IV, VI e Departamental, Centro de Excelência do Ambiente e Grande Auditório. Nos últimos dez anos, o *campus* da FCT cresceu para Sul com a construção dos Edifícios VII, VIII, IX e X, tendo sido a Nova Biblioteca a última construção a ser feita no *campus*.

Do *campus* do Monte da Caparica saem quatro colectores, um de 600 mm e um de 700 mm (na zona Sul) para águas pluviais, e dois de 200 mm para águas residuais domésticas, um na zona Sul e outro para a zona Norte (Faustino, 2008). Este último está ligado ao colector municipal que encaminha os efluentes municipais até à ETAR do Portinho da Costa.

De acordo com a planta da rede de esgotos domésticos (Figura 1.2), os colectores Norte e Sul recebem efluentes de diferentes origens. Apesar de não ser explícito o circuito preferencial de toda a rede de drenagem, é possível retirar algumas elações sobre o mesmo, de acordo com a informação fornecida pela ex-Divisão de Logística e Conservação (DLC) da FCT/UNL.

O colector Norte recebe efluentes do lado Norte do *campus*, o qual engloba os Edifícios I, II, IV, Departamental, assim como a Cantina, a Uninova, o Centro de Excelência do Ambiente, o CITI, o CEMOP, o CENI e os Hangares I, II, III e IV.

Os efluentes conduzidos ao colector Sul, de acordo com a planta que nos foi fornecida, são de difícil identificação. No entanto, parte-se do princípio que serão encaminhados para o colector Sul os efluentes produzidos nos Edifícios VII, VIII, IX, no novo complexo desportivo e na empresa YDreams.

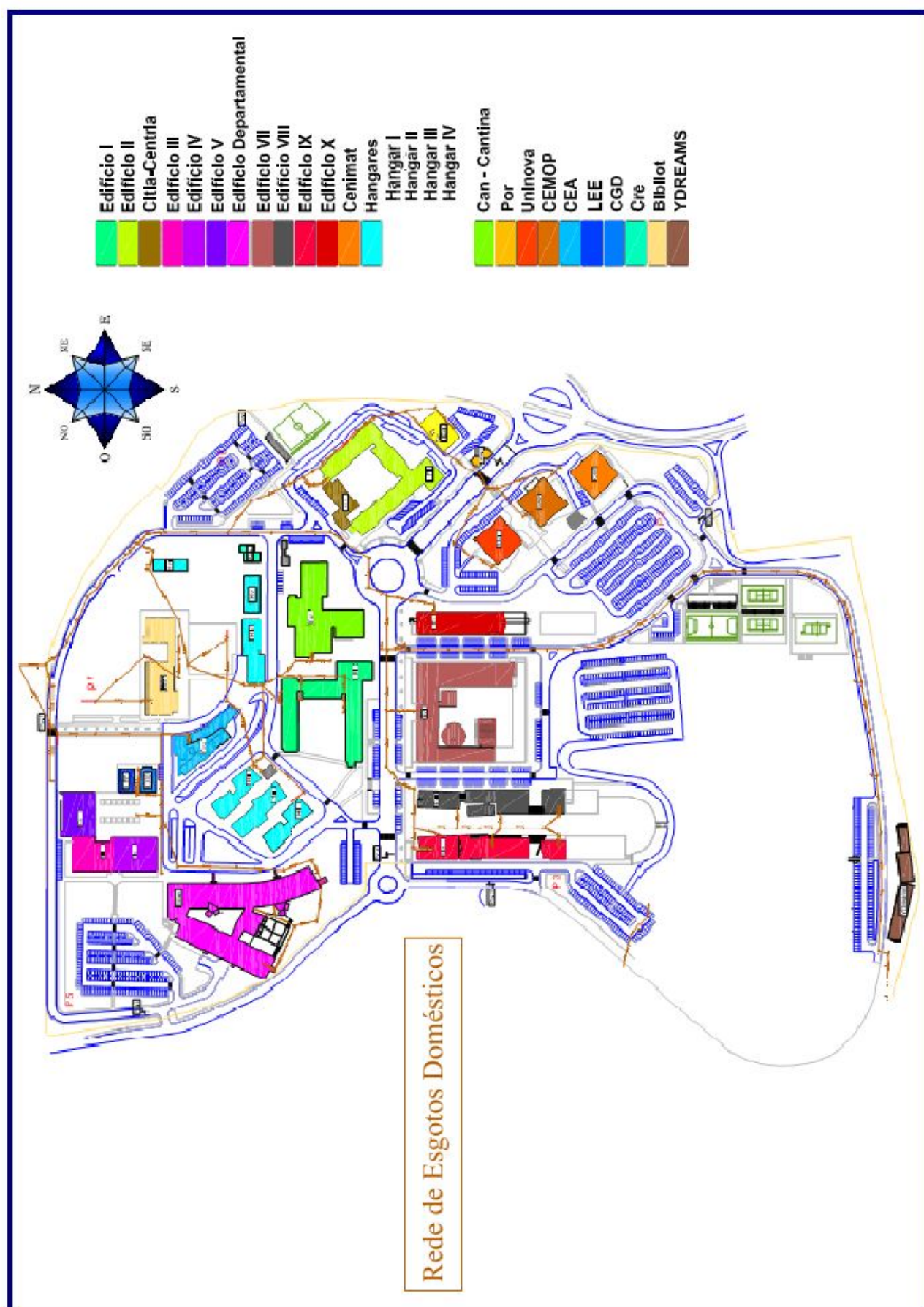


Figura 1.2 – Rede de drenagem de esgotos domésticos do *campus* da FCT/UNL

De acordo com a ex-DLC, a ligação da rede de drenagem de esgotos domésticos do *campus* da FCT/UNL à rede de drenagem do município de Almada é efectuada por dois colectores municipais localizados nos dois extremos da Faculdade, Norte e Sul. O colector Norte localiza-se junto à circular Norte, entre o auditório e a biblioteca. O colector Sul localiza-se junto ao novo edifício da empresa YDreams, no extremo sul do *campus*. A Figura 1.3 identifica espacialmente, dentro do perímetro do *campus*, a localização dos colectores Norte e Sul.



Figura 1.3 – Locais de descarga de águas residuais, produzidas no *campus* da FCT/UNL, nos colectores municipais (Google Earth, 2010)

Verifica-se a inexistência, no SMAS, de uma carta actualizada, no que diz respeito à rede de drenagem interna do *campus*, existindo apenas os projectos de alguns edifícios datados do ano em que foi pedida a autorização para a sua ligação às redes municipais de abastecimento e de drenagem. Estas datas variam entre o princípio da década de 80, altura da construção do Edifício I e Hangares I, II e III, até meados dos anos 90 por ordem da construção do Edifício

VII. Percebe-se também que cada uma destas empreitadas teve empresas de construção diferentes (Faustino, 2008).

1.2.3. Estimativas de produção de água residual no *campus* da FCT/UNL

No ano 2000 foi efectuado um Levantamento Ambiental do *Campus* da FCT/UNL. O diagnóstico ambiental, no que diz respeito ao domínio da Água no *campus* da FCT, estimou uma produção anual de 116100 m³ de água residual, com uma capitação de 18 m³/(utente.ano) (Figura 1.4). Esta estimativa teve por base uma capitação de consumo de água potável anual de 30 m³/aluno, não tendo sido feita uma quantificação dos caudais efectivamente produzidos (Calado, 2001).

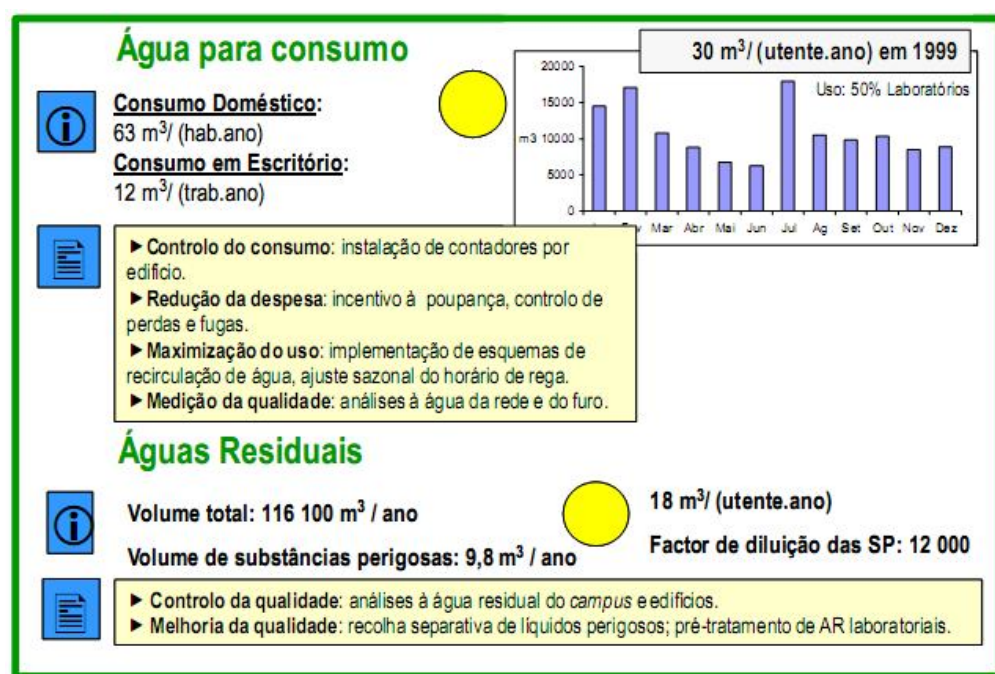


Figura 1.4 – Síntese do diagnóstico ao domínio da Água, Levantamento Ambiental de 2000 – Resumo Executivo

Faustino (2008) calculou um caudal de água residual anual de 66714 m³/ano para o *campus*. Tal como em 2000, esta produção de água residual da FCT/UNL foi estimada. O referido estudo teve por base o pressuposto de que a capitação por utente seria de 15 m³/(utente.ano), e o consumo mensal de água potável para rega seria de 1305 m³/mês.

Faustino (2008) constatou ainda que os valores obtidos no seu estudo seriam inferiores em 42% ao caudal estimado por Calado (2001), referindo ainda que o consumo de água potável foi, também ele, inferior.

1.3. Enquadramento legal de descarga das águas residuais produzidas no *campus* da FCT na rede de drenagem da Cidade de Almada

O Regulamento Municipal de Águas Residuais, aprovado pela Assembleia Municipal de Almada, em 5 de Julho de 1995, estabelece os parâmetros de descarga das águas residuais urbanas e industriais no sistema de drenagem municipal, obedecendo ao disposto no Decreto-Lei nº207/94, de 6 de Agosto, e no Decreto-Regulamentar nº 23/95, de 23 de Agosto. Para o efeito, este Regulamento Municipal define, no capítulo III, secção III, “Da admissão de águas residuais nos sistemas de drenagem pública”, como “Águas residuais comunitárias”, Artigo 28º, todas as águas residuais, de qualquer proveniência, que foram submetidas às imposições estabelecidas no referido regulamento para poderem ser lançadas em sistema de drenagem pública. As águas residuais comunitárias são constituídas pelas seguintes fracções: águas residuais domésticas; águas residuais comerciais; águas residuais industriais. Embora as actividades desenvolvidas no *campus* da FCT/UNL não sejam de carácter industrial, caso as suas águas residuais cumpram os padrões estabelecidos no artigo 37º do regulamento, correspondente à admissão de águas residuais industriais no sistema de drenagem, aquelas serão passíveis de ser descarregadas nos colectores municipais sem necessidade de pré-tratamento. O artigo 38º, ponto 3, evidencia que os parâmetros de qualidade definidos no artigo 37º são obrigatórios na autorização de ligação aos sistemas de drenagem municipais.

Os Valores Máximos Admissíveis (VMA), para os diversos parâmetros de qualidade sujeitos a avaliação para admissão de águas residuais nos colectores municipais do Concelho de Almada, são apresentados no Quadro 1.2.

Quadro 1.2 - Valores Máximos Admissíveis em águas residuais industriais para descarga nos colectores municipais do Concelho de Almada (Regulamento Municipal de Águas Residuais, 1995)

Parâmetro	VMA	Expressão de resultados
pH	Entre 6 e 9	Escala de Sorensen
Temperatura	30	°C
CBO ₅ a 20°C	1000	mg O ₂ /L
CQO	2000	mg O ₂ /L
Sólidos Grosseiros	5	cm
SST	1000	mg/L
SDT	7500	mg/L
Hidrocarbonetos	15	mg/L
Óleos e gorduras	100	mg/L

Quadro 1.2 – (continuação)

Parâmetro	VMA	Expressão de resultados
Detergentes	75	mg/L
Cianetos	0,5	mg CN/L
Alumínio	30	mg Al/L
Cloro residual disponível total	1,0	mg Cl ₂ /L
Fenóis	0,5	mg C ₆ H ₅ OH/L
Fluoretos	10	mg F/L
Sulfatos	1500	mg SO ₄ /L
Sulfuretos	1,0	mg S/L
Arsénio Total	1,0	mg As/L
Cádmio Total	0,2	mg Cd/L
Chumbo Total	1,0	mg Pb/L
Cobalto Total	5,0	mg Co/L
Cobre Total	1,0	mg Cu/L
Crômio Hexavalente	0,1	mg Cr (VI)/L
Crômio Total	2,0	mg Cr/L
Estanho Total	1,0	mg Sn/L
Mercúrio Total	0,05	mg Hg/L
Níquel Total	2,0	mg Ni/L
Prata Total	5,0	mg Ag/L
Zinco Total	5,0	mg Zn/L

O teor total dos metais enumerados no Quadro 1.2 não deverá ultrapassar o valor de 10 mg/L.

1.4. Características de águas residuais

“Água residual” pode ser definida como a combinação dos resíduos líquidos drenados das habitações, instituições, estabelecimentos comerciais e industriais, podendo também estar associados com água pluvial (Metcalf & Eddy, 2003).

De acordo com o Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de Junho, as águas residuais são classificadas em três grandes grupos:

- Águas residuais domésticas – as águas residuais de serviços e de instalações residenciais, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de actividades domésticas;

- Águas residuais industriais – as águas residuais provenientes de qualquer tipo de actividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas nem sejam águas pluviais;
- Águas residuais urbanas – as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e/ou com águas pluviais.

1.4.1. Águas residuais domésticas

As águas residuais domésticas são compostas essencialmente por água residual residencial, sendo também compostas por água residual proveniente de comércio (ex.: lojas, restaurantes), instituições estatais (ex.: escolas, hospitais) e de recreio (Butler and Davies, 2004).

1.4.1.1. Composição de uma Água Residual Doméstica

As características das águas residuais domésticas foram alvo de estudo durante vários anos, existindo um elevado número de autores que identificam valores típicos para estas águas (Oliveira, 1982; Tchobanoglous, 1991; Henze *et al.*, 1997; Butler and Davies, 2004). No entanto, existem ainda poucos estudos sobre águas residuais provenientes das actividades de comércio (Butler and Davies, 2004).

A qualidade da água residual doméstica varia consoante a localização, hábitos pessoais e a sazonalidade (Metcalf & Eddy, 2003). Apesar da variabilidade a que está associada, a sua composição base inclui: matéria orgânica, como é o caso da água negra (água residual proveniente dos sanitários) constituída essencialmente por fezes e urina, e o caso da água cinzenta (água residual proveniente dos restantes usos domésticos), a qual inclui, a título de exemplo, restos de comidas, proteínas, detergentes, óleos, hidrocarbonetos, fenóis; matéria inorgânica, por exemplo sais, ácidos e bases; microrganismos (bactérias, vírus, fungos, protozoários); metais (cádmio, crómio, chumbo, mercúrio, alumínio); e constituintes gasosos, como por exemplo o oxigénio, o dióxido de carbono, o ácido sulfídrico e o metano (Metcalf & Eddy, 2003; Henze *et al.*, 1997).

A matéria orgânica presente numa água residual, consoante a sua origem, apresenta um padrão de comportamento diferente no que diz respeito à sua capacidade de degradação por acção microbiana. Compostos como fezes, urina, restos de comidas e proteínas são consideradas matéria orgânica facilmente biodegradável, enquanto que compostos como

detergentes, óleos e gorduras, hidrocarbonetos e fenóis são considerados como matéria orgânica dificilmente biodegradável (Henze *et al.*, 1997).

No Quadro 1.3 apresentam-se os valores típicos de cargas de poluentes encontradas em águas residuais domésticas, segundo diferentes autores.

Quadro 1.3 - Valores típicos de carga de poluente de uma água residual doméstica

Parâmetro	EPA (2002)	Metcalf & Eddy (2003)	Henze <i>et al.</i> (1997)	Butler and Davies (2004)
	g/(hab.dia)	g/(hab.dia)	g/(hab.dia)	g/(hab.dia)
Sólidos Totais	115 - 200	-	-	-
Sólidos Voláteis	65 - 85	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais	35 - 75	-	82 - 96	60
Sólidos Suspensos Voláteis	25 - 60	-	-	48
CBO₅	35 - 65	50 - 120	55 - 69	60
CQO	115 - 150	110 - 295	-	110
Azoto Total	6 - 17		14 - 20	12
Azoto Amoniacal	1 - 3	9 - 21,7	-	8
Fósforo Total	1 - 2	2,7 - 4,5	4 - 6	3
Óleos e Gorduras	12 - 18	10 - 40	-	-
COV's	0,02 - 0,07	-	-	-
Detergentes	2 - 4	-	2 - 3	-
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	-	60 - 150	-	-
Sulfatos (em SO₄⁻)	-	-	-	20

Henze *et al.* (1997) apresenta também, para vários países, as cargas de metais e de fenóis presentes anualmente nas águas residuais domésticas (Quadro 1.4).

Quadro 1.4 - Cargas de metais e fenóis encontradas em águas residuais de diversos países (Henze *et al.*, 2004)

Parâmetro	Dinamarca	Itália	Suécia	Turquia
	kg/(hab.ano)	kg/(hab.ano)	kg/(hab.ano)	kg/(hab.ano)
Fenóis	10 - 20	3 - 10	-	3 - 10
Mercúrio	0,1 - 0,2	0,02 - 0,04	0,1 - 0,2	0,01 - 0,02
Chumbo	5 - 10	5 - 10	5 - 10	5 - 10
Crômio	2 - 4	2 - 4	0,5 - 1,5	2 - 4
Zinco	15 - 30	15 - 30	10 - 20	15 - 30
Cádmio	0,2 - 0,4	-	0,5 - 0,7	-
Níquel	2 - 4	-	0,5 - 1,0	-

No Quadro 1.5 apresentam-se as concentrações típicas para uma água residual doméstica. Metcalf & Eddy (2003) apresentam valores típicos consoante a produção de caudal, considerando que uma concentração baixa corresponde a uma produção de caudal na ordem dos 750 L/(hab.dia) e uma concentração elevada corresponde a uma produção de caudal de 240 L/(hab.dia). Butler and Davies (2004) não definem qual o caudal considerado para a avaliação das concentrações indicadas. Henze *et al.* (1997) apresentam valores típicos consoante o caudal produzido e o respectivo factor de diluição, não indicando, no entanto, quais os volumes considerados.

Quadro 1.5 - Valores típicos de concentrações para vários parâmetros característicos de uma água residual doméstica

Parâmetro	Metcalf & Eddy (2003)			Butler and Davies (2004)	Henze <i>et al.</i> (1997)		
	mg/L			mg/L ^Δ	mg/L ^Δ		
	Baixa	Média	Alta		Concentrada	Média	Diluída
pH (escala Sorensen)	-	-	-	7,2 - 7,8	7 - 8		
Temperatura (°C)	-	-	-	15 - 20 °C (Verão) 10°C (Inverno)	15 - 20 °C (Verão) 8°C (Inverno)		
Sólidos Totais	390	720	1230	-	1230	720	390
Sólidos Voláteis	-	-	-	-	-	-	-
Sólidos Dissolvidos Totais	270	500	860	-	860	500	270
Sólidos Dissolvidos Voláteis	110	200	340	-	340	200	110
Sólidos Suspensos Totais	120	210	400	180 - 450	450	300	190
Sólidos Suspensos Voláteis	95	160	315	240	320	210	140
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	5	10	20	-	10	7	4
CBO₅	110	190	350	200 - 400	350	250	150
CQO	250	430	800	350 - 750	740	530	320
COT	80	140	260	100 - 300	250	180	110
Azoto amoniacal (em N)	12	25	45	40	50	30	18
Azoto total (em N)	20	40	70	30 - 85	80	50	30

Quadro 1.5 – (continuação)

Parâmetro	Metcalf & Eddy (2003)			Butler and Davies (2004)	Henze <i>et al.</i> (1997)		
	mg/L			mg/L ^Δ	mg/L ^Δ		
	Baixa	Média	Alta		Concentrada	Média	Diluída
Fósforo total (em P)	4	7	12	15	23	16	10
Óleos e gorduras	50	90	100	100	100	70	40
COV's	<0,1	0,1-0,4	>0,4	-	-	-	-
Detergentes (em LAS)	-	-	-	-	15	10	6
Sulfatos (em SO ₄ ⁻)	20	30	50	100	-	-	-
Sulfuretos (em S)*	-	-	-	-	0,10	0,10	0,10
Fenóis	-	-	-	-	0,1	0,07	0,05
Cianetos (em CN ⁻)	-	-	-	-	0,05	0,035	0,02

* H₂S + HS⁻ + S²⁻; ^Δ Excepto quando indicado

Pela análise do Quadro 1.5 denota-se uma variação dos intervalos típicos considerados para águas residuais domésticas em função dos autores.

Para além de matéria orgânica e nutrientes, também é possível encontrar metais pesados nos efluentes domésticos. Henze *et al.* (1997) identificam as concentrações expectáveis dos mesmos em efluentes domésticos (Quadro 1.6). Tal como para o Quadro 1.5, as concentrações encontram-se diferenciadas consoante o caudal produzido.

Quadro 1.6 – Concentrações de metais tipicamente encontradas em águas residuais domésticas (Henze *et al.*, 1997)

Parâmetro	mg/m ³ (ppb)		
	Concentrada	Média	Diluída
Alumínio	1000	650	400
Arsénio Total	5	3	2
Cádmio Total	4	2	2
Chumbo Total	80	65	30
Cobalto Total	2	1	1
Cobre Total	100	70	40
Crómio Total	40	25	15
Mercúrio Total	3	2	1
Níquel Total	40	25	15
Prata Total	10	7	4

1.4.1.2.Caudais de águas residuais domésticas

Os caudais das águas residuais de origem doméstica não se apresentam constantes ao longo de um ciclo diário, sendo caracterizados por flutuações acentuadas, correspondentes às actividades domésticas que são realizadas ao longo de um dia e variando ainda com as características socioeconómicas do aglomerado urbano onde são produzidas (Butler and Davies, 2004).

Intimamente ligadas ao consumo de água, as flutuações diárias do caudal de uma água residual doméstica são apresentadas na Figura 1.5, conjuntamente com o consumo horário de água potável.

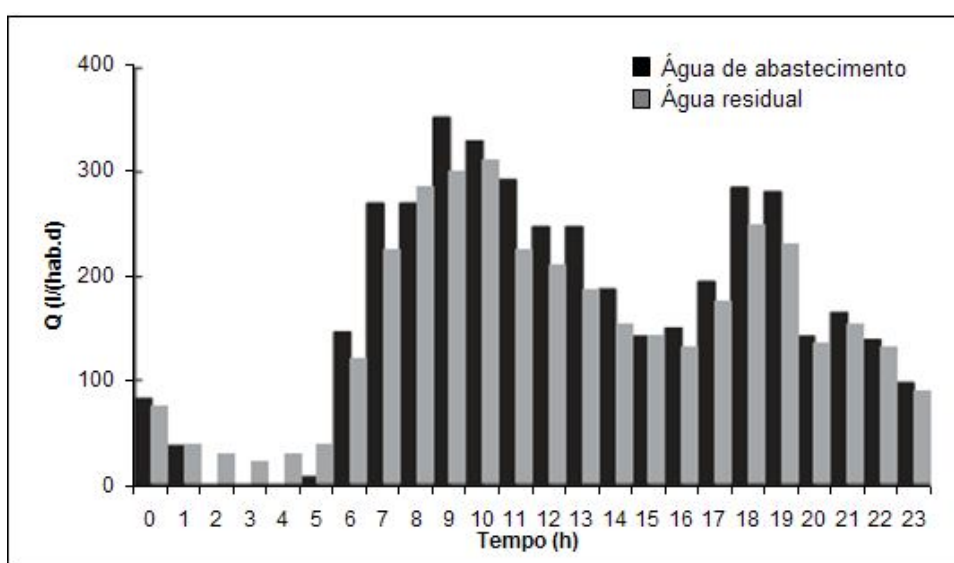


Figura 1.5 – Caudais domésticos horários de água potável e água residual (Butler and Davies, 2004)

Constata-se uma menor produção de água residual durante a noite, ocorrendo durante o dia flutuações correspondentes aos hábitos inerentes à população. Estas flutuações produzem picos de consumo e produção de água residual que são concordantes com os hábitos matinais de higiene e com as horas de refeição (Butler and Davies, 2004).

Contudo, as águas residuais domésticas são, também elas, compostas por efluentes de outras origens que não apenas residências. Assim, no Quadro 1.7 são apresentados os caudais produzidos por fontes comerciais, institucionais e de actividades recreativas, segundo diferentes autores, as quais apresentam características semelhantes às águas residuais que são produzidas em habitações.

Quadro 1.7 – Caudais típicos de actividades comerciais, instituições e actividades recreativas segundo vários autores

Origem	Unidade de produção	Metcalf & Eddy (2003)		EPA (2002)		Corbitt (1998)
		L/ (unidade de produção.d)		L/ (unidade de produção.d)		L/ (unidade de produção.d)
		Intervalo	Valor típico	Intervalo	Valor típico	Valor típico
Comercial						
Aeroporto	Passageiro	11 - 19	15	8 - 15	11	11 - 19
Apartamento	Cama	380 - 570	450	150 - 300	190	-
Estação de serviço	Carro	30 - 57	40	30 - 57	45	38
	Empregado	34 - 57	50	34-57	49	-
Bar	Lugar sentado	45 - 95	80	4 - 19	11	-
	Empregado	38 - 60	50	38-61	49	-
Centro de Conferências	Pessoa	40 - 60	170	-	-	-
Pequeno Hotel	Pessoa	95 - 250	30	95-230	150	-
Loja	Casa de banho	1300 - 2300	1500	1500 - 2300	1900	1500
	Empregado	30 - 57	40	30 - 57	38	-
Hotel	Hóspede	150 - 230	190	150 - 230	190	190
	Empregado	30 - 57	40	30 - 49	38	-
Lavandaria (self-service)	Máquina	1500 - 2100	1700	1700 - 2500	2100	-
	Utilizador	170 - 210	190	170 - 210	190	190
Parque de caravanas	Caravana	470 - 570	530	-	-	190
Motel:						
Com cozinha	Hóspede	210 - 340	230	-	-	190
Sem cozinha	Hóspede	190 - 290	210	-	-	150
Escritório	Empregado	26 - 60	50	26 - 61	49	-
Instalações fabris (WC)	Empregado	57 - 130	75	26 - 61	49	-
WC público	Utilizador	11 - 19	15	11 - 23	19	-
Restaurante:						
Convencional	Cliente	26 - 40	35	30 - 38	34	26 - 38
Com bar	Cliente	34 - 45	40	8 - 15	11	26 - 46
Centro comercial	Empregado	26 - 50	40	26 - 49	38	-
	Lugar de estacionamento	4 - 11	8	4 - 11	8	-
Teatro	Lugar	8 - 15	10	8 - 15	11	19
Institucional						
Câmara Municipal	Funcionário	11 - 19	15	8 - 15	11	-
Hospital	Cama	660 - 1500	1000	470 - 910	630	570 - 945
	Empregado	20 - 60	40	19 - 57	38	57
Instituições não hospitalares	Cama	280 - 470	380	280 - 530	380	285 - 475
	Empregado	20 - 60	40	19 - 57	38	57
Lar	Residente	-	-	190 - 450	340	-
	Empregado	-	-	19 - 57	38	-

Quadro 1.7 – (continuação)

Origem	Unidade de produção	Metcalf & Eddy (2003)		EPA (2002)		Corbitt (1998)
		L/ (unidade de produção.d)		L/ (unidade de produção.d)		L/ (unidade de produção.d)
		Intervalo	Valor típico	Intervalo	Valor típico	Valor típico
Escola:						
Com cantina, ginásio e duches	Estudante	60 - 120	100	57 - 110	95	95
Com Cantina, sem ginásio e duches	Estudante	40 - 80	60	38 - 76	57	75
Sem cantina, ginásio ou duche		-	-	19 - 64	42	57
Escola Interna	Estudante	280 - 380	320	190 - 380	280	285 - 380
Recreativa						
Aparthotel	Pessoa	190 - 260	230	190 - 260	230	-
Restaurante (<i>self-service</i>)	Cliente	8 - 15	10	4 - 11	8	-
	Empregado	30 - 45	40	30 - 45	38	-
Campismo						
Com WC	Pessoa	55 - 110	95	-	-	-
Com WC e Duches	Pessoa	130 - 190	170	130 - 190	170	-
Dia	Pessoa	55 - 76	60	38 - 76	57	-
Restaurante	Refeição servida	15 - 40	25	15 - 38	26	-
Piscina	Cliente	19 - 45	40	19 - 45	38	38
	Empregado	30 - 45	40	30 - 45	38	-
Café	Cliente	-	-	15 - 30	23	-
	Empregado	-	-	30 - 45	38	-

De acordo com o Manual de Saneamento Básico (MARN, 1991), no que diz respeito a consumos públicos em Portugal, recomenda-se a utilização de uma capitação de água residual de 50 L/(aluno.dia) para escolas, não referenciando a que tipo de escolas se refere. É ainda indicada uma capitação de 25 L/(refeição.dia) no que diz respeito ao consumo de restaurantes.

1.4.2. Águas residuais industriais

A composição das águas residuais industriais varia consoante o tipo de indústria, mas também com a sua localização e dimensão. Pequenas e médias indústrias localizadas no meio urbano encontram-se, geralmente, ligadas aos colectores municipais, com ou sem pré-tratamento, enquanto que indústrias com maiores dimensões se encontram localizadas nas periferias urbanas, geralmente possuindo um sistema próprio de tratamento de águas residuais (Quevauviller *et al.*, 2006). De facto, existe uma cada vez maior tendência de reciclagem das

águas residuais, voltando a ser utilizadas nos processos de fabrico, reduzindo os caudais efluentes e gastos com água potável (Trebuchon *et al.*, 2000).

Uma característica chave das águas residuais industriais é a sua variação diária, semanal e sazonal, quer em composição, quer em cargas, as quais podem ser expressas por distribuições estatísticas com base num parâmetro considerado para avaliação (concentração, carga, carga específica) (Eckenfelder, 2001).

Dadas as grandes variações entre indústrias e mesmo dentro de cada sector industrial, não é possível definir um padrão para a composição de águas residuais industriais. A título de exemplo, são apresentadas no Quadro 1.8 cinco tipos de indústrias e respectivas concentrações para alguns parâmetros.

Quadro 1.8 - Concentrações típicas de águas residuais industriais (em mg/L) (Quevauviller *et al.*, 2006)

Parâmetros	Indústria				
	Têxtil	Petroquímica	Indústria química	Pasta de papel	Agropecuária
CBO ₅	100-3000	100-300	500-20000	250 – 15000	100- 7000
CQO	250 – 1500	150 – 3500	-	500 – 100000	10 – 10000
SST	100 – 800	30 – 1000	1000 – 170000	100 – 2500	30 – 7000
N Total	10 – 50	25 – 60 (NH ₄ ⁺)	-	-	1 – 5
P Total	5 – 20	-	-	-	1 – 10
Óleos e gorduras	30	200 – 300	0 – 2000	-	-
Fenóis	-	0 – 3000	0 – 5000	0 – 800	-

Tal como observado para a composição dos efluentes fabris, também os caudais provenientes do funcionamento das indústrias apresentam flutuações diárias, semanais e sazonais (Jern, 2006). Este tipo de flutuações são encontradas quer entre indústrias, quer dentro do mesmo sector de produção (Jern, 2006), sendo necessária uma avaliação pontual para cada caso (Quevauviller *et al.*, 2006).

1.5. Caracterização das águas residuais produzidas no Concelho Almada

Actualmente, no Município de Almada estão construídos cerca de 982 km de colectores, quer na rede de drenagem de águas residuais domésticas, quer na rede de drenagem de águas pluviais, não estando incluído neste número a extensão de valas hidráulicas. A rede é essencialmente separativa, ainda que existam troços com colectores de drenagem de águas residuais domésticos e pluviais "cruzados". A taxa de atendimento da drenagem, isto é, no que

se refere à percentagem de população ligada à rede pública de esgotos, atinge 98%, valor considerado elevado a nível nacional (SMAS, 2010).

Existem, actualmente, no município de Almada, três grandes subsistemas de Tratamento de Águas Residuais, os quais recebem os efluentes produzidos nas sete grandes bacias de drenagem que o constituem (Figura 1.6): Bacia da Caparica; Bacia da Trafaria; Bacia Norte; Bacia da Aroeira; Bacia do Alfeite; Bacia de Corroios; Bacia de Almada.

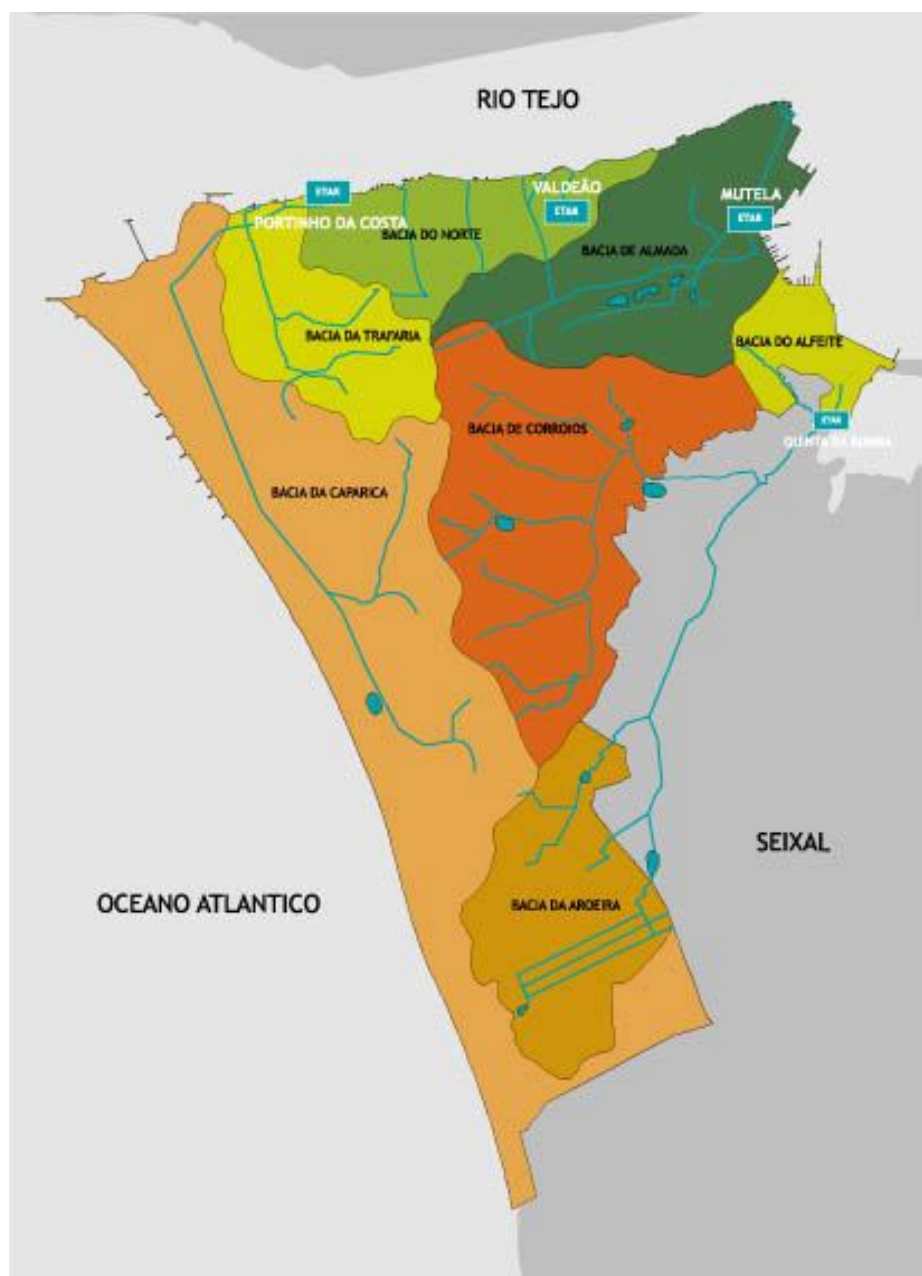


Figura 1.6 - Bacias de drenagem e localização das ETARs do Município de Almada (SMAS, 2010)

As AR produzidas em cada bacia de drenagem são encaminhadas para tratamento consoante a sua localização:

- As águas residuais das Bacia de Corroios, da Aroeira e parte da Bacia do Alfeite são drenadas para a ETAR da Quinta da Bomba;
- As águas residuais das Bacia de Almada e uma parte da Bacia do Alfeite são drenadas para a ETAR da Mutela;
- As águas residuais das Bacia da Caparica, da Trafaria e do Norte são drenadas para a ETAR do Portinho da Costa.

Não existindo dados efectivos sobre a capitação de água residual do município de Almada, poderá apenas ser feita uma estimativa da mesma com base nos dados dos indicadores de exploração das ETARs existentes no concelho de Almada, os quais se encontram expostos no Quadro 1.9, o qual se encontra disponível na página dos Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Almada.

Quadro 1.9 - Indicadores de Exploração das ETARs que recebem as águas residuais no Município de Almada (SMAS, 2010)

	ETAR Quinta da Bomba			
	2006	2007	2008	2009
Caudal médio diário (m³/dia)	17.022	16.973	15.269	17.326
População servida (hab.eq.)	141.853	141.875	119.779	144.981
Volume total tratado (m³)	6.214.365.892	6.032.219	5.584.710	6.322.164
Carga orgânica afluente média (kg CBO₅/dia)	7.549	7.619	6.649	7.312
	ETAR do Portinho da Costa			
	2006	2007	2008	2009
Caudal médio diário (m³/dia)	7.625	7.084	7.215	7.358
População servida (hab.eq.)	63.647	59.035	60.125	56.311
Volume total tratado (m³)	2.776.167	2.587.361	2.640.632	2.562.317
Carga orgânica afluente média (kg CBO₅/dia)	4.472	4.525	3.373	2.159
	ETAR de Valdeão			
	2006	2007	2008	2009
Caudal médio diário (m³/dia)	1.343	1.149	1.065	1.097
População servida (hab.eq.)	5.972	4.788	4.438	4.569
Volume total tratado (m³)	346.197	346.197	264.223	400.813
Carga orgânica afluente média (kg CBO₅/dia)	840	530	536	414

Quadro 1.9 – (continuação)

	ETAR da Mutela			
	2006	2007	2008	2009
Caudal médio diário (m³/dia)	-	14.113	16.456	18.796
População servida (hab.eq.)	-	115.566	137.131	156.629
Volume total tratado (m³)	-	4.313.824	6.033.097	6.859.700
Carga orgânica afluente média (kg CBO₅/dia)	-	6.994	6.651	6.769

O Quadro 1.9 permite estimar a capitação de água residual urbana de Almada, com o respectivo erro associado. Sendo de notar que se considera ter ocorrido um erro de medição ou de escrita, no que diz respeito ao volume total tratado na ETAR da Quinta da Bomba em 2006, devido a discrepância observada entre este valor e os restantes anos avaliados, assim como com os registados nas restantes ETAR's. Neste contexto, estima-se que a capitação de água residual urbana do Município de Almada se encontre próximo de 152 L/(habitante.dia). Atendendo às condições de funcionamento da ETAR do Portinho da Costa, a qual serve a área ocupada pelo *campus* da FCT/UNL, obtém-se uma capitação de água residual na ordem dos 130 L/(habitante.dia).

De acordo com a Matriz de Água de Lisboa, em 2004, a capitação doméstica *per capita* situou-se em 152 L/(habitante.dia), enquanto que o consumo *per capita* urbano diário ascendeu aos 367 L/habitante.

O consumo doméstico de água potável não é equitativamente distribuído pelos vários usos domésticos. A Figura 1.7 demonstra os usos dados à água potável consumida nas residências. Constatou-se que a maior percentagem de consumo de água se refere à utilização do duche, 49%, seguida da utilização do autoclismo, com 22%.

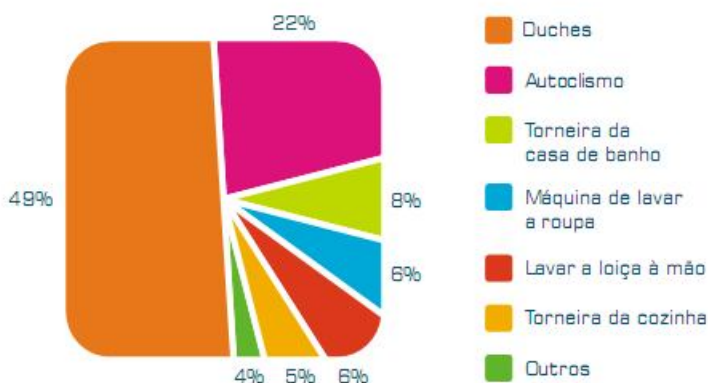


Figura 1.7 - Consumo doméstico de água potável no concelho de Lisboa (Matriz da água de Lisboa, 2004)

De acordo com as considerações anteriores, obtém-se, para a área de estudo, uma capitação de 58,5 L/(habitante.dia) para utilizações domésticas, excluindo a utilização de duche e de máquinas de lavar roupa.

Os efluentes produzidos no *campus* da FCT/UNL são recepcionados pela ETAR do Portinho da Costa. Desta forma, considerou-se pertinente obter informações sobre o tipo de afluentes a esta ETAR, as quais são apresentadas no Quadro 1.10.

Quadro 1.10 - Caracterização do afluente à ETAR do Portinho da Costa, (SMAS, 2010). (comunicação escrita do Eng.º Tiago Meirinho, Setembro de 2010)

Parâmetro	Concentração
Caudal médio diário (média de 2010) (m ³ /d)	9000
Carga orgânica afluente (kg/d)	4473
pH	7,5
CQO (mg O ₂ /L)	1045
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	497
Nitratos (mg N/L)	1,3
Azoto Kjeldhal (mg N/L)	71
Fósforo Total (mg P/L)	12
Substâncias tensioactivas aniónicas (mg LS/L)	2,13
Sólidos Suspensos Totais (103° - 105°) (mg/L)	565
Óleos e gorduras (mg/L)	20
Hidrocarbonetos	N A
Oxigénio Dissolvido	N.A.
Condutividade	N.A.
Cloretos	N.A.
Sulfatos	N.A.

N.A. – Não analisados na ETAR do Portinho da Costa.

São ainda analisados, na fase sólida, os seguintes parâmetros: Sólidos Totais; Sólidos Totais Fixos e Voláteis, Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis; Metais; Alcalinidade. No entanto, os valores obtidos são confidenciais e, sendo avaliados na fase sólida, não foram considerados como pertinentes para o presente trabalho.

1.6. Características de águas residuais de *campus* universitários

A revisão bibliográfica efectuada com o objectivo de se obter informação sobre o tipo de efluentes produzidos em *campus* universitários permitiu constatar que a caracterização destes efluentes não é prática comum.

Contrariamente à caracterização dos restantes parâmetros considerados de relevância ambiental, como é o caso das emissões gasosas, consumo de energia, ou produção de resíduos sólidos urbanos, a produção de efluentes líquidos em *campus* universitários ainda se encontra longe de estar caracterizada.

Constatou-se que, caso as universidades tenham implementado sistemas de gestão ambiental, a caracterização dos efluentes é indicada como uma prática importante que deve ser efectuada, sendo conhecidas algumas estimativas de produção dos mesmos com base nos consumos de água potável e ocupação dos *campus*. Na sua auditoria de 2004, a “Carnegie Mellon University” indica uma produção de caudal de água residual na ordem dos 78797 kgal/ano (298278,93 m³/ano), com uma produção *per capita* de 15,44 kgal/(pessoa.ano) (58,45 m³/(pessoa.ano)) afirmando que estes são dados estimados com base no consumo de água potável, na ordem dos 106202 kgal/ano (402018,4 m³/ano), considerando que aproximadamente 75% da água potável consumida é encaminhada para o sistema de drenagem (Tipton and Dzombak, 2005).

Existem sistemas de gestão ambiental cuja área de maior interesse é a redução de consumos de água potável, como forma de controlo de caudais de água residual. Este é o caso dos sistemas implementados na “Brown University”, no “Pratt Institute”, na “University of Waterloo”.

Em 2009, a “University of Illinois” encontrava-se a avaliar as características dos seus efluentes, com o objectivo de cumprir os parâmetros estabelecidos pelo “Urban and Campaign Sanitary District” (University of Illinois, 2009).

A caracterização dos efluentes dos *campus* universitários é apenas efectuada quando se pretende avaliar a concordância com parâmetros de descarga ou quando se pretende avaliar os níveis de tratamento de possíveis instalações de tratamento de água residual existentes no *campus*. É o caso do estudo realizado na “Obafemi Awolowo University”, onde se pretendia avaliar o funcionamento das lagoas de estabilização que faziam o tratamento do efluente bruto (Ogunfowokan, 2005). As características deste efluente são apresentadas no Quadro 1.11.

Quadro 1.11 - Caracterização do efluente da “Obafemi Awolowo University” (Ogunfowokan, 2005)

Parâmetro	Resultado analítico
pH	6,32
Condutividade	890 µS/cm

Quadro 1.11 – (continuação)

Parâmetro	Resultado analítico
CBO ₅	98,85 ($\pm 11,85$) mg/L
NO ₃	2,24 ($\pm 2,41$) mg/L
Sólidos Totais	900 ($\pm 8,12$) mg/L
Sólidos Suspensos	500 ($\pm 7,10$) mg/L
PO ₄ ³⁻	7,74 ($\pm 1,24$) mg/L

Bertolino (2008) fez um estudo que caracteriza os efluentes de um *campus* universitário e avalia a biodegradação aeróbia e anaeróbia do mesmo. Os resultados da caracterização físico-química dos efluentes analisados são apresentados no Quadro 1.12.

Quadro 1.12 - Caracterização físico-química dos efluentes produzidos no *campus* da Universidade Federal de Ouro Preto (Bertolino, 2008)

Parâmetro	Unidade	Valor médio \pm DP* – pontos de amostragem		
		A1	A2	A3
CBO ₅	mg/L	171 \pm 85	217 \pm 32	300 \pm 55
CQO	mg/L	403 \pm 302	505 \pm 59	670 \pm 94
CBO ₅ /CQO	-	0,38 \pm 0,11	0,43 \pm 0,06	0,45 \pm 0,03
SST	mg/L	140 \pm 101	223 \pm 44	296 \pm 121
N-NTK	mg/L	41,4 \pm 22,4	62,2 \pm 26,0	56,2 \pm 25,7
N –NH ₃	mg/L	30,6 \pm 17,7	27,4 \pm 20,7	32,6 \pm 16,6
P Total	mg/L	4,8 \pm 2,5	6,7 \pm 2,9	5,8 \pm 1,1
Alcalinidade	mg/L	149 \pm 20	182 \pm 33	241 \pm 69
pH	-	8,23 \pm 0,88	7,77 \pm 0,32	7,35 \pm 0,34
Condutividade	μ S/cm	530 \pm 199	758 \pm 81	622 \pm 154
Sr	mg/L	0,043 \pm 0,019	0,049 \pm 0,011	0,065 \pm 0,030
Zn	mg/L	0,195 \pm 0,123	0,325 \pm 0,267	0,389 \pm 0,390
Cu	mg/L	0,023 \pm 0,003	0,025 \pm 0,016	0,033 \pm 0,015
Fe	mg/L	0,187 \pm 0,071	0,585 \pm 0,299	0,847 \pm 0,779
Al	mg/L	0,087 \pm 0,054	0,253 \pm 0,176	0,355 \pm 0,438
Mn	mg/L	0,046 \pm 0,030	0,073 \pm 0,042	0,054 \pm 0,006
Ba	mg/L	0,080 \pm 0,057	0,162 \pm 0,135	0,148 \pm 0,175

*DP – desvio padrão

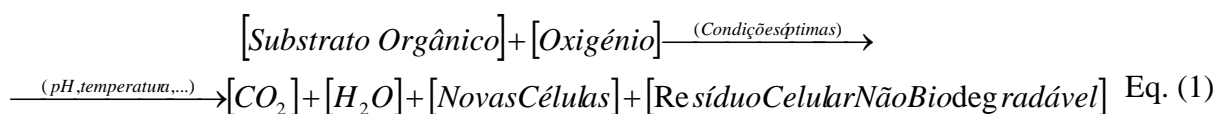
Os testes de biodegradabilidade, efectuados por Bertolino (2008), demonstraram que, apesar da potencial presença de compostos orgânicos tóxicos, o efluente final poderia ser biodegradado por via aeróbia (97% de eficiência) e por via anaeróbia (50% eficiência).

Bertolino (2008) concluiu que os efluentes analisados eram passíveis de serem equiparados a efluentes domésticos.

1.7. Biodegradabilidade de águas residuais

A biodegradação de substratos orgânicos baseia-se na acção microbiana de degradação de substratos orgânicos, por via aeróbia, correspondendo a oxidação biológica de substratos orgânicos, para obtenção de energia, originando a formação de CO₂, H₂O, um resíduo solúvel não biodegradável e novas células (Oliveira, 1982; Neilson and Allard, 2008).

O processo de biodegradação aeróbia de substratos orgânicos segue, de forma geral, a seguinte equação (Eq.1):



A qual pode ser sintetizada da seguinte forma (Eq. 2):



A aptidão de um substrato para ser oxidado por via biológica é, então, denominada por biodegradabilidade (OCDE, 2003).

No âmbito da legislação nacional, a Portaria n.º 732-A/96, de 11 de Dezembro, descreve seis métodos que permitem a avaliação da biodegradabilidade de substâncias químicas: (a) Redução gradual do Carbono Orgânico Dissolvido (COD); (b) Método da OCDE modificado de despiste da biodegradabilidade – redução gradual do COD; (c) Libertação de dióxido de carbono (CO₂) (teste de *Sturm* modificado); (d) Respirometria manométrica; (e) Frasco fechado; (f) MITI (Ministério do Comércio Internacional e da Indústria do Japão). Refere ainda que os métodos anteriormente enumerados se fundamentam nos métodos reconhecidos e recomendados pelas instituições internacionais competentes, em particular pela OCDE.

Segundo a OCDE, um composto é considerado biodegradável se se obtiver uma percentagem de remoção de 70% de COD (carbono orgânico dissolvido) num período de 10 dias após a remoção de 10% de substrato, num intervalo máximo de ensaio de 28 dias (OCDE, 2003). Se o período de tempo decorrido até se observar esta percentagem mínima de degradação do substrato for inferior ou igual a 20 dias, o substrato orgânico é classificado como “Facilmente Biodegradável”. Para períodos superiores a 20 dias, o substrato orgânico é classificado como

“Difícilmente Biodegradável”. Caso não ocorra remoção de COD, o substrato é classificado como “Não biodegradável” (OCDE, 2003).

A remoção dos componentes simples dos substratos orgânicos pode ser descrita através de uma cinética de remoção linear (ordem zero). O conceito de remoção linear parte do princípio que a remoção do substrato segue ordem zero para níveis de concentração muito baixos. Contudo, tratando-se de águas residuais domésticas, dificilmente se obterá um substrato simples, sendo que a degradação de uma mistura de substratos poderá ser descrita por uma equação de ordem zero, de primeira ordem ou, no caso de efluentes industriais, de segunda ordem (Oliveira, 1982).

Substratos simples, cujo valor da constante da cinética de remoção, k , é relativamente baixo, em ensaios em reactores funcionando em fluxo descontínuo (“batch”), apresentaram cinéticas de ordem zero (Figura 1.8.A). Substratos mistos, como é o caso de efluentes municipais, apresentaram cinéticas de primeira ordem em ensaios conduzidos em reactores funcionando no mesmo regime hidráulico. Wuhrmann e von Beust (1958) explicaram este fenómeno como uma junção de várias cinéticas de ordem zero que, quando agregadas, produzem cinéticas de primeira ordem (Jördening e Winter, 2005). Nestes testes que juntaram três substâncias, foi observada uma reacção de quase primeira ordem (Figura 1.8.B) (Jördening e Winter, 2005).

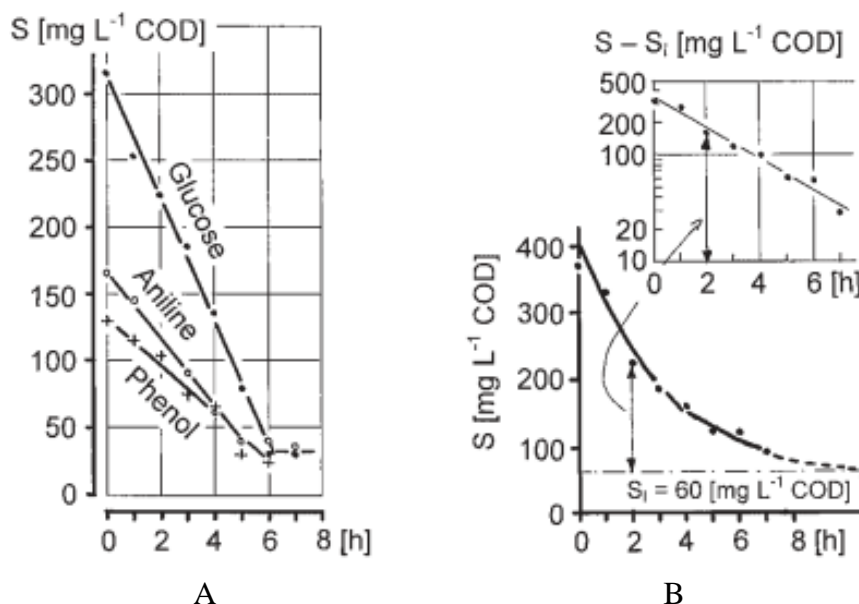


Figura 1.8 – Remoção de substâncias simples. A: substâncias separadas. B: Mistura de substâncias (Jördening e Winter, 2005)

A equação de Monod tem sido utilizada para descrever cinéticas de remoção de substrato em efluentes, cuja constituição compreende vários tipos de substrato (Grady, 1980). A utilização da equação de Monod pressupõe o conhecimento da taxa específica de crescimento, μ , dos

microrganismos presentes no ensaio. No presente trabalho, não foram determinadas as taxas de crescimento das populações microbianas envolvidas no ensaio. Desta forma, tornou-se necessária a utilização de equações cinéticas de remoção de substrato mais simples do que a equação de Monod.

2. Material e Métodos

2.1. Campanha de amostragem de águas residuais produzidas no *campus* da FCT/UNL

As amostras das águas residuais que são produzidas no *campus* da FCT/UNL e que são descarregadas nos colectores municipais do município de Almada foram colhidas nas duas caixas de visita existentes no *campus* da FCT/UNL, imediatamente a montante dos colectores municipais:

a) Colector junto à circular Norte do *campus*, entre o Grande Auditório e a Biblioteca (designado neste trabalho por Colector Norte);

b) Colector junto ao novo Edifício da empresa YDreams (designado neste trabalho por Colector Sul).

As amostras foram obtidas através da metodologia de colheita compósita, com colheitas de meia em meia hora, num período de 24 horas, com amostra parcial de 180 ml, totalizando um volume de 8640 mL. Foram utilizados, para o efeito, colectores automáticos, da marca ISCO (modelo 3700), os quais foram instalados junto aos dois locais de colheita (Colector Norte e Colector Sul).



Figura 2.1 - Colectores automáticos, da marca ISCO, utilizados em ambas as campanhas efectuadas, material de apoio à amostragem



1



2

Figura 2.2 - Colocação dos colectores automáticos nos locais de colheita: 1 - Colector Norte; 2 - Colector Sul

Foram realizadas duas campanhas de amostragem nas seguintes datas:

- 1) **17/18–Novembro–2008**, sendo este período caracterizado por plena actividade no *campus* da FCT/UNL (actividades lectivas, de investigação, serviços de apoio, entre outras).
- 2) **9/10–Março–2009**, no colector Sul, e **10/11–Março–2009**, no colector Norte, sendo também estes dois períodos caracterizados por plena actividade no *campus*.

A segunda campanha ocorreu em dias distintos dado que, além da colheita das amostras, foi efectuada também a medição do caudal das águas residuais em cada um dos colectores. A necessidade da amostragem ocorrer em dias distintos prendeu-se com o facto de existir apenas um caudalímetro disponível nos laboratórios do GDEH.

A medição dos caudais foi efectuada com um caudalímetro da marca ISCO (modelo 2150), de Área-Velocidade. O caudalímetro foi instalado conjuntamente com os colectores automáticos nos dois locais de amostragem.

Todas as amostras parciais, colhidas durante a campanha de amostragem, foram conservadas durante o período de colheita de acordo com a norma ISO 5667-3.



1 2
Figura 2.3 - Instalação e programação do caudalímetro: 1 – Instalação do hardware; 2 – Programação do software

Em cada uma das campanhas de amostragem foram analisadas duas amostras compósitas:

- i) Amostra compósita proveniente da **caixa de visita localizada a montante do Colector Norte;**
- ii) Amostra compósita proveniente da **caixa de visita a montante do Colector Sul.**

2.2. Parâmetros químicos analisados e metodologia analítica

As amostras compósitas, resultantes de cada uma das campanhas, foram caracterizadas relativamente à sua composição química. Para tal foram efectuadas as determinações indicadas no Quadro 2.1, onde são apresentadas as normas utilizadas e os respectivos princípios de cada método.

Quadro 2.1 - Parâmetros químicos analisados nas amostras compósitas, normas utilizadas, metodologias e princípios dos métodos analíticos

Parâmetro	Método/Norma	Princípio do Método e Material utilizado
pH	Potenciometria, Método 4500-H+ (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Mediação efectuada através de um eléctrodo de pH de vidro, modelo ROSS, da marca ORION.
Temperatura	Método 2550 (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Foi utilizado um eléctrodo de temperatura da marca Checktemp.
Condutividade	Electrometria (ISO 7888, 1985)	Foi utilizada uma sonda de condutividade da marca CD 611, com um intervalo de sensibilidade de 100-9000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
CBO ₅ (20°C) na fracção total	Respirometria (ISO 9408, 1999)	Foram utilizados respirómetros da marca WTW, modelo OXITOP.
CQO na fracção total	Volumetria (ISO 6060, 1989)	Oxidação pelo dicromato de potássio, a 160°C, durante 110 minutos, em meio com ácido sulfúrico concentrado. Titulado o excesso de dicromato de potássio com sulfato ferroso amoniacal.
Sólidos Totais	Gravimetria, Método 2540 B (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Evaporação em banho de água, secagem a 103±2°C e pesagem em balança da marca Mettler-Toledo com uma precisão de ±0,001 g.
Sólidos Suspensos Totais	Gravimetria, Método 2540 D (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Filtração por membranas filtrantes com uma porosidade de 0,45 μm , secagem a 103±2°C e pesagem em balança da marca Mettler-Toledo com uma precisão de ±0,0001 g.
Sólidos Dissolvidos Totais	Gravimetria, Método 2540 C (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Filtração por membranas filtrantes com uma porosidade de 0,45 μm , secagem a 180°C e pesagem em balança da marca Mettler-Toledo com uma precisão de ±0,001 g.

Quadro 2.1 – (continuação)

Parâmetro	Método/Norma	Princípio do Método e Material utilizado
Óleos e Gorduras	Extracção com solvente e gravimetria, Método 5520 B (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Extracção com <i>n</i> -hexano e secagem a 30°C. Pesagem em balança da marca Mettler-Toledo com uma precisão de $\pm 0,001$ g.
Hidrocarbonetos Totais	Gravimetria, Método 5520 F (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Extracção com <i>n</i> -hexano, secagem a 30°C. Adsorção dos óleos minerais em sal de sílica e pesagem em balança da marca Mettler-Toledo com uma precisão de $\pm 0,001$ g..
Detergentes Aniónicos	Espectrofotometria (ISO 7875-2, 1984)	Método espectrofotométrico com azul de metileno.
Alumínio total	Espectrometria de Absorção Atómica, Método 3111 D (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	O alumínio foi determinado num espectrómetro de absorção atómica, com uma chama alimentada por uma mistura de óxido nitroso e acetileno. Na quantificação deste metal, foi utilizado um espectrómetro de absorção atómica da marca “Thermo-Unicam ATI”, modelo 939.
Cianetos livres	Espectrofotometria (ISO 6703-2, 1984)	Método espectrofotométrico utilizando a piridina e o ácido barbitúrico.
Compostos fenólicos	Espectrofotometria (ISO 6439, 1990)	Método espectrofotométrico utilizando a 4-aminoantipirina, num comprimento de onda de 520 nm, sem destilação prévia, com recurso a um espectrofotómetro da marca “Palintest”.
Fluoretos	Espectrofotometria por recurso ao reagente SPADNS, Método 4500 – F ⁻ D (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Método espectrofotométrico utilizando o oxicloreto de zircónio e a eriocromiocianina-R com recurso a um espectrofotómetro da marca “Palintest”.

Quadro 2.1 – (continuação)

Parâmetro	Método/Norma	Princípio do Método e Material utilizado
Sulfatos	Turbidimetria, Método 4500 – SO_4^{2-} E (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Método turbidimétrico utilizando cloreto de bário a um comprimento de onda de 420 nm com recurso a um espectrofotómetro da marca “Palintest”.
Sulfuretos	Método iodométrico, Método 4500 – S^{2-} F (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Método iodométrico com recurso ao tiosulfato de sódio.
Azoto kjeldahl	Volumetria (ISO 5663, 1984)	Método volumétrico, após digestão com ácido sulfúrico, destilação em corrente de vapor, em meio básico, e absorção numa solução de ácido bórico.
Azoto amoniacal	Volumetria (ISO 5664, 1984)	Método volumétrico, com destilação em corrente de vapor, em meio básico, e absorção numa solução de ácido bórico.
Fósforo total	Espectrofotometria, Método 4500 – P E (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Método espectrofotométrico, após digestão com ácido sulfúrico e quantificação com ácido ascórbico e molibdato de amónio.
Arsénio total	Espectrometria de Absorção Atómica com geração de hidretos, Método 3114 B (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	O arsénio é convertido nos seus hidretos, pelo boro hidreto de sódio, os quais são, posteriormente, aspirados para o atomizador da absorção atómica. Na quantificação deste metal, foi utilizado, um espectrómetro de absorção atómica da marca “Thermo-Unicam ATI”, modelo 939, equipado com uma câmara de geração de hidretos e um atomizador de cabeça cilíndrica.
Cádmio total, Chumbo total, Cobre total, Níquel total, Zinco total	Espectrometria de Absorção Atómica, (ISO 8288, 1986)	Recorreu-se à quantificação destes metais por injeção directa da solução num espectrómetro de absorção atómica, da marca “Thermo-Unicam ATI”, modelo 939, utilizando uma chama alimentada por uma mistura de ar e de acetileno.

Quadro 2.1 – (continuação)

Parâmetro	Método/Norma	Princípio do Método e Material utilizado
Crómio (VI)	Espectrofotometria, Método (NF T90-043, 1988)	O crómio hexavalente reage com 1,5-difenilcarbazida formando um complexo vermelho violeta. A intensidade da coloração deste composto foi determinada num espectrofotómetro da marca CECIL, modelo 9000, a 540 nm.
Crómio total	Espectrometria de Absorção Atómica (ISO 9174, 1990)	Recorreu-se à quantificação do crómio total por injeção directa da solução num espectrómetro de absorção atómica, da marca “Thermo-Unicam ATI”, modelo 939, utilizando uma chama alimentada pela mistura de ar e de acetileno.
Mercúrio total	Espectrometria de Absorção Atómica com geração de hidretos, em vapor frio (ISO 5666, 1999)	O mercúrio presente em solução é convertido a Hg (II) através de uma digestão com permanganato de potássio e peroxidissulfato de potássio, a 95°C. São efectuadas, posteriormente, as reduções do oxidante, em excesso, com cloreto de hidroxilamónio e do Hg (II), a mercúrio metálico, com cloreto de estanho (II). Por fim, o mercúrio é purgado por uma corrente de gás, à temperatura ambiente, sendo a sua quantificação efectuada por EAA sem chama. Na quantificação deste metal, foi utilizado um espectrómetro de absorção atómica da marca “Thermo-Unicam ATI”, modelo 939.
Prata total e Estanho total	Espectrometria de Absorção Atómica, Método 3111 B (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	A prata e o estanho foram determinados num espectrómetro de absorção atómica, numa chama alimentada por uma mistura de ar e acetileno. Na quantificação destes metais, foi utilizado um espectrómetro de absorção atómica da marca “Thermo-Unicam ATI”, modelo 939.

Quadro 2.1 – (continuação)

Parâmetro	Método/Norma	Princípio do Método e Material utilizado
Bário total e Molibdénio total	Espectrometria de Absorção Atómica, Método 3111 D (APHA/AWWA/WPCF, 1998)	Recorreu-se à quantificação destes parâmetros por injeção directa da solução num espectrómetro de absorção atómica, da marca “Thermo-Unicam ATI”, modelo 939, utilizando uma chama alimentada por uma mistura de protóxido de azoto e de acetileno.
Cálcio total	Espectrometria de Absorção Atómica (ISO 7980, 1986)	Recorreu-se à quantificação do cálcio por injeção directa da solução num espectrómetro de absorção atómica, da marca “Thermo-Unicam ATI”, modelo 939, utilizando uma chama alimentada por uma mistura de ar, protóxido de azoto e acetileno.

A determinação do conteúdo total dos diferentes metais foi precedida de uma digestão com ácido nítrico e ácido clorídrico (água régia), na proporção de 4 HNO₃+1 HCl, por acção de micro-ondas, em vaso fechado, com controlo da temperatura e da pressão. A metodologia adoptada para a digestão corresponde ao método USEPA 3015. Foram realizados 2 replicados para cada amostra (Norte e Sul), colhida em cada campanha (2008 e 2009). Utilizou-se 10 mL de água régia para um volume de 90 mL de amostra de água residual. Os vasos de digestão foram colocados num digestor da marca Milestone, modelo Ethos 1600, durante 20 minutos. O programa utilizado foi composto por dois períodos de digestão: um primeiro período com duração de 10 minutos, a 160°C, e um segundo período com duração idêntica, a uma temperatura de 170°C, ambos com uma potência aplicada de 450 W.

Após a digestão, as amostras não apresentavam depósito, não tendo sido necessário efectuar filtração. Os replicados digeridos e acidificados de cada amostra foram mantidos no frio, a 4°C. Este tipo de digestão é adequado para a análise da fracção total de metais em amostras líquidas, por espectrometria de absorção atómica (USEPA 3015, 2007).

No Quadro 2.2 apresentam-se os limites de quantificação para os diversos metais que foram analisados nos digeridos de cada amostra.

Quadro 2.2 - Limites de quantificação da Espectrometria de Absorção Atómica dos diferentes metais que foram analisados nos digeridos das amostras das águas residuais colhidas no *campus* da FCT/UNL

Parâmetro	Limite de Quantificação
Arsénio total (mg As/L)	0,00032
Alumínio total (mg Al/L)	0,34
Cádmio total (mg Cd/L)	0,032
Chumbo total (mg Pb/L)	0,1
Cobre total (mg Cu/L)	0,041
Crómio (VI) (mg Cr (VI)/L)	0,1
Crómio total (mg Cr/L)	0,05
Estanho total (mg Sn/L)	0,0014
Mercúrio total (mg Hg/L)	0,0012
Níquel total (mg Ni/L)	0,063
Prata total (mg Ag/L)	0,034
Zinco total (mg Zn/L)	0,034
Bário (mg Ba/L)	0,16
Molibdénio (mg Mo/L)	0,098
Cálcio (mg Ca/L)	0,15

2.3. Ensaio de biodegradabilidade das amostras compósitas

O ensaio de biodegradabilidade das amostras compósitas, em fluxo descontínuo, teve como objectivo a avaliação da biodegradabilidade das águas residuais colhidas nas duas campanhas e nos dois locais de colheita, bem como a caracterização das cinéticas de remoção dos substratos orgânicos nelas presentes.

2.3.1. Metodologia do Ensaio de Biodegradabilidade

O ensaio foi realizado com base na metodologia definida no ensaio de biodegradabilidade 301 A: “*DOC Die-Away*” da OCDE (1992), sendo, no entanto, uma versão modificada e simplificada do mesmo.

A versão adoptada consistiu na realização de um ensaio em fluxo descontínuo mantido em mistura completa, durante 21 dias. Dada a necessidade de manter o ensaio em aerobiose, foi necessária a introdução constante de ar nos balões de ensaio. A injeção de ar, junto ao fundo dos balões, criou um fluxo de ar ascendente forçando uma mistura completa do licor existente dentro dos balões, sem necessidade de se utilizarem agitadores mecânicos. De acordo com a OCDE (1995), não existe obrigatoriedade de adição de agitadores a testes “*Die-Away*”, sendo prudente manter uma circulação da amostra de forma a não se criarem zonas anóxicas durante o ensaio.

A injeção de ar foi promovida por injectores da marca Aquapor Air pump, modelo AC-9602, com potência de 5W e injeção de caudal de ar de 3,5 L/min em água a 20°C.

Cada um dos dois ensaios de biodegradabilidade foi realizado com 4 balões volumétricos, com um volume útil de 5 litros cada um. A composição do conteúdo de cada um desses balões encontra-se descrita no Quadro 2.3.

Quadro 2.3 - Composição dos conteúdos dos balões utilizados nos ensaios de biodegradabilidade

Balão	ID da Amostra	Composição do balão
1	Sul	Água residual do <i>campus</i> da FCT/UNL recolhida na caixa de visita Sul
2	Inóculo Sul + peptona + extracto de carne	Água residual sintética (Solução de Peptona e Extracto de Carne) inoculada com sólidos decantáveis da água residual do <i>campus</i> da FCT/UNL colhida na caixa de visita Sul
3	Norte	Água residual do <i>campus</i> da FCT/UNL colhida na caixa de visita Norte
4	Inóculo Norte + peptona+extracto de carne	Água residual sintética (Solução de Peptona e Extracto de Carne) inoculada com sólidos decantáveis da água residual do <i>campus</i> da FCT/UNL colhida na caixa de visita Norte

A água residual sintética utilizada no ensaio foi produzida no laboratório, sendo constituída por peptona, extracto de carne e água desionizada, de acordo com a seguinte composição:

a) Solução de bacto-peptona e extracto de carne: 10 g/L de bacto-peptona da marca Difco e 4 g/L de extracto de carne da marca Difco;

b) 100 mL da solução definida na alínea a) foram misturados com os inóculos das águas residuais, tal como é definido seguidamente. O volume desta solução foi completado a 5 litros com água desionizada, tendo-se obtido uma solução com uma concentração final de 0,2 g/L de peptona e 0,08 g/L de extracto de carne.

Nos balões 2 e 4, esta água residual sintética era a única fonte de carbono disponível para o processo de biodegradação. Os inóculos utilizados nos balões 2 e 4 foram obtidos por decantação das águas residuais produzidas no *campus* da FCT/UNL. Foram recolhidos os sólidos decantáveis de 1 litro de cada amostra compósita durante 1 hora de decantação. No Quadro 2.4 apresentam-se os valores de sólidos decantáveis obtidos para cada amostra.

Os balões que continham peptona e extracto de carne funcionaram como controlo, de forma a verificar-se a existência e viabilidade de microrganismos nas águas residuais produzidas no *campus* da FCT/UNL.

Quadro 2.4 - Volumes de sólidos decantáveis que foram utilizados como inóculos da água residual sintética

	Amostra	Volume decantado (L)	Tempo decantação (h)	Volume sólidos (mL)
2008	SUL	1	1	25,0
	NORTE	1	1	18,0
2009	SUL	1	1	14,5
	NORTE	1	1	23,0

Em condições de aerobiose, o teor de oxigénio dissolvido nos meios de cultura deverá ser igual ou superior a 2,0 mg O₂/L. A temperatura óptima de actividade microbiana ocorre no intervalo [20,0; 25,0]. O pH deverá estar compreendido no intervalo [6,0; 8,0], pois é neste intervalo que as taxas metabólicas se apresentam mais elevadas (OCDE, 1995; Metcalf e Eddy, 2003).

Foram medidos diariamente os parâmetros atrás referidos, oxigénio dissolvido, temperatura e pH, como forma de controlo das condições do ensaio de biodegradação, procedendo-se às

necessárias correcções, caso fosse necessário. Pretendeu-se, assim, manter as condições óptimas de actividade microbiana, para cada um daqueles parâmetros.

O progresso do processo de biodegradação foi acompanhado pelo consumo de substrato orgânico presente na amostra. Para o efeito, foi avaliado diariamente o Carbono Orgânico Dissolvido (COD), cuja remoção reflecte o consumo de substrato.

2.3.1.1. Determinação dos parâmetros de controlo das condições de ensaio

Para o controlo das condições dos ensaios de biodegradabilidade foram determinados os três parâmetros seguintes em cada um dos balões, ao longo desses ensaios:

- a) pH – Eléctrodo específico de vidro, modelo ROSS, da marca ORION, Método 4500 – H^+ (APHA/AWWA/WPCF, 1998);
- b) OD – Método potenciométrico por sonda de oxigénio da marca WTW, modelo Symphony (ISO 5814,1990);
- c) Temperatura – Eléctrodo de temperatura da marca WTW, modelo Symphony, Método 4500 – H^+ (APHA/AWWA/WPCF, 1998);

2.3.1.2. Determinação do Carbono Orgânico Dissolvido

O Carbono Orgânico Dissolvido foi obtido através de oxidação do carbono contido nas amostras líquidas, por combustão e detecção do CO_2 por Radiação Infravermelha (ISO 8245; 1999). A medição do COD foi obtida pela utilização de um analisador de COT (Carbono Orgânico Total) da marca Shimadzu, modelo TOC5000. Este analisador determina o Carbono Total Dissolvido (CTD), por oxidação térmica do carbono a CO_2 . O Carbono Inorgânico Dissolvido (CID) é depois determinado por acidificação da amostra com ácido fosfórico, a 25% (m/v). O COD é, então, obtido por diferença entre o CTD e o CID. Foram efectuadas 2 medições por cada amostra, pretendendo-se obter um coeficiente de variação do desvio padrão, relativamente à média, inferior a 2%.

2.3.1.3. Cinéticas de remoção

Os ensaios de biodegradabilidade decorreram em reactores em fluxo descontínuo. O balanço de massas associado a um reactor em fluxo descontínuo, quando uma reacção de ordem n ocorre, pode ser descrito pela Equação 3:

$$-r = kS^n = \frac{ds}{dt} \quad \text{Eq. (3)}$$

onde, $-r$ representa a taxa de consumo de substrato em função da concentração de substrato S , e k representa a constante cinética geral (Guedes, 2003).

O método integral de análise de dados de um reactor em fluxo descontínuo utiliza um procedimento de tentativa-erro. Requerendo uma pré-decisão sobre qual será a cinética adequada para descrever a reacção em causa. A ordem assumida é substituída na equação diferencial de balanço de massa, sendo posteriormente integrada. A equação teórica obtida da concentração em função do tempo é, então, analisada para verificação do pressuposto. Os dados experimentais são, na sua forma linear, representados num gráfico de dispersão, ao qual é aplicada uma regressão linear simples. Se se obtiver uma linearização aceitável, assume-se que a cinética inicialmente assumida é a correcta para a modelação dos dados experimentais obtidos. Caso não seja obtida uma linearização satisfatória, é necessário reformular a hipótese inicial, escolhendo nova cinética e voltando a analisar dos dados de forma a obter uma linearização aceitável (Grady, 1980; Fogler, 2006).

As equações cinéticas de remoção de substrato utilizadas para aplicação do método integral são apresentadas no Quadro 2.5.

Quadro 2.5 - Cinéticas de remoção de substrato, método integral (adaptado de Grady, 1980)

	Forma diferencial	Forma algébrica	Linearização
Ordem zero	$\frac{ds}{dt} = -k$	$S_t = S_0 - kt$	-
Primeira Ordem	$\frac{ds}{dt} = -kS$	$S_t = S_0 e^{-kt}$	$\ln(S_t) - \ln(S_0) = -kt$
Ordem n	$\frac{ds}{dt} = -kS^n$	$S_t^{(1-n)} - S_0^{(1-n)} = -(1-n)kt$	$S_t^{(1-n)} = S_0^{(1-n)} + (1-n)kt$

Onde:

S_0 - Concentração inicial de substrato – (mg/L)

S_t - Concentração de substrato ao longo do tempo – (mg/L)

k - Constante cinética:

Ordem zero – (mg/(L.d))

Primeira ordem – (1/d)

Em reacções que envolvam substratos mistos sem informação detalhada da sua composição química, como é o caso de águas residuais, a constante cinética determinada, k , corresponde a uma cinética de remoção aparente, por se tratar de uma junção das várias cinéticas de remoção de substratos simples.

2.4. Metodologia do ensaio de ecotoxicidade para a bactéria *Vibrio fischeri*

Os ensaios ecotoxicológicos podem dividir-se em duas sub-classes: os ensaios de toxicidade aguda e os ensaios de toxicidade crónica. A toxicidade aguda tem como objectivo determinar os efeitos imediatos, no organismo alvo, de uma substância (ou conjunto de substâncias); a toxicidade crónica tem como objectivo avaliar o efeito a longo prazo dessa(s) substância(s). Neste caso, os organismos são sujeitos a exposição prolongada à substância em causa, em concentrações inferiores à que se encontra associada a toxicidade aguda, e os impactes analisados durante um período longo do seu tempo de vida médio.

O ensaio de inibição da luminescência da bactéria *Vibrio fischeri* teve como objectivo a avaliação de eventuais factores inibidores, presentes nas águas residuais. Este tipo de ensaio é considerado de ecotoxicidade aguda.

As bactérias marinhas *Vibrio fischeri* caracterizam-se pela emissão natural de luz (bioluminescência). Este ensaio baseia-se na avaliação do decréscimo da emissão de luz quando as bactérias são expostas a concentrações crescentes de substâncias tóxicas (Zwart e Sloof, 1983).

O ensaio ecotoxicológico foi realizado de acordo com a metodologia ISO 11348-3 (2003).

Para a realização do ensaio foi utilizado o sistema da marca “Microtox”[®], modelo M500 (Figura 2.4). As bactérias foram fornecidas pela empresa “Microbics Corporation”, em estado de latência, por congelação a seco. As bactérias foram expostas a diluições crescentes das águas residuais, durante 30 min, com medições intermédias aos 5 e 15 minutos de exposição, tendo sido ensaiadas duas repetições para cada concentração.



Figura 2.4 - Sistema "Microtox"®, modelo M500, utilizado para a realização do ensaio ecotoxicológico.

O factor que serve de base à avaliação do ensaio ecotoxicológico é, exactamente, a emissão de luz pelas bactérias. Do ponto de vista teórico, a inibição da luminescência da bactéria *V. fischeri* traduz-se por uma equação matemática (Eq. 4), que relaciona a concentração de uma dada substância, C , com a resposta do bio-indicador, quantificada em termos de emissão de luz, I (Microbics Corporation, 1992):

$$\Gamma_t = k.C^p \quad \text{Eq. (4)}$$

Nesta equação, k representa um factor relacionado com a energia livre e com as alterações de volume verificadas na reacção envolvida; p representa o número de moléculas de uma dada substância, por cada local alvo.

Em termos práticos, o valor de Γ_t depende do procedimento laboratorial.

O protocolo “Whole Effluent Toxicity – (WET)” foi o escolhido por permitir testar concentrações de amostra até 99% e por se apresentar como uma metodologia relativamente rápida de análise para amostras cujas características toxicológicas são desconhecidas.

No protocolo WET, o valor de Γ_t representa a razão entre a intensidade de luz emitida pelas bactérias no controlo negativo (I_{tc}) e a intensidade de luz emitida pelas mesmas na solução contendo uma dada substância (I_{ta}), no tempo t , subtraído de uma unidade (Eq. 5). Nos ensaios realizados, o controlo negativo usado foi uma solução de NaCl a 2 % (m/v).

$$\Gamma_t = \left(\frac{I_{tc}}{I_{ta}} \right) - 1 \quad \text{Eq. (5)}$$

A análise da Eq. 5 permite concluir que o valor de Γ_t igual à unidade corresponde a uma percentagem de efeito inibidor de 50%, isto é, corresponde ao valor de CE_{50} .

A estimativa da concentração de uma dada substância tóxica pode ser efectuada a partir dos valores de Γ_t , através da Eq. 6:

$$\text{Log}(C) = b * \log(\Gamma_t) + \log(a) \quad \text{Eq. (6)}$$

A avaliação das amostras foi efectuada de acordo com o critério de classificação de Vasseur de 1986 (Quadro 2.6), passível de ser utilizada em efluentes domésticos (Barbosa, 2005).

Quadro 2.6 - Classificação toxicológica de efluentes domésticos, Classificação de Vasseur (1986)

Classe				
Não tóxico	Pouco Tóxico	Tóxico	Muito Tóxico	Extremamente Tóxico
N.M.	10% < CE_{50} e CE_{50} < 100%	1,0% < CE_{50} e CE_{50} < 10%	CE_{50} < 1,0%	n.a.

N.M. – Não mensurável, $CE > 100\%$; n.a. – não aplicável.

2.5. Metodologia de medição dos caudais das águas residuais

A determinação do caudal de águas residuais em cada um dos pontos de colheita teve como objectivo principal a determinação das cargas de substâncias orgânicas e inorgânicas produzidas no *campus* de FCT/UNL e que são descarregadas no Sistema de Drenagem do Município de Almada.

A determinação de caudal foi efectuada com recurso a um caudalímetro, da marca ISCO (modelo 2150- “Area Velocity Module”), o qual foi instalado conjuntamente com o colector automático de amostras nos dois locais de amostragem.

O caudalímetro é controlado automaticamente através do “software” FLOWLINK®. Este “software” foi programado do seguinte modo:

- Altura da água residual (m): Leituras efectuadas a cada 15 minutos, excepto quando a altura da água era superior a 0,05 m em que as leituras eram efectuadas a cada minuto, com avaliação de altura de água feita a cada 15 segundos;

- Caudal instantâneo (m^3/h): Cálculos efectuados a cada 15 minutos
- Caudal médio horário (m^3/h): Cálculos efectuados a cada hora, durante 24 horas
- Tipo de colector: secção redonda
- Diâmetro do colector: 180 mm

Os dados obtidos foram tratados estatisticamente recorrendo ao MS Excel.

3. Resultados e Discussão

3.1. Caracterização físico-química das amostras compósitas

As águas residuais recolhidas em cada colector apresentaram características diferentes consoante o local de colheita das amostras. Este facto deve-se muito provavelmente à configuração da rede interna de colectores do *campus*, que promove, à partida, uma separação de efluentes consoante o seu local de produção (Figura 1.2).

Os resultados obtidos na caracterização físico-química das amostras compósitas, provenientes dos colectores Norte e Sul, de ambas as campanhas, são apresentados no Quadro 3.1.

Constatou-se uma consistência de valores nas duas campanhas, relativamente a cada colector. O colector Sul apresentou uma água residual mais carregada, com forte odor a amoníaco e com cor castanha-avermelhada, em oposição às amostras recolhidas no colector Norte, que apresentavam uma cor mais clara (acinzentada), com um odor muito menos intenso.

As determinações do pH, temperatura e condutividade foram realizadas no local. Os valores de pH obtidos em ambas as amostras, nas duas campanhas, situaram-se dentro do intervalo [7,5; 8,5], o qual corresponde ao pH óptimo para a acção microbiana nos ensaios de biodegradabilidade (Metcalf e Eddy, 2003). No colector Sul registaram-se valores de pH de 8,2 e 8,0, para 2008 e 2009, respectivamente. Enquanto que o colector Norte apresentou valores de 7,7 e 7,8, para 2008 e 2009, respectivamente.

As temperaturas registadas nas águas residuais de ambos os colectores, na campanha de 2008, que decorreu durante o mês de Novembro, foi de 19,9°C, no colector Sul, e de 18,8°C, no colector Norte. Apesar da época do ano, no primeiro dia de colheita, altura em que foram registados os parâmetros atrás descritos, a temperatura atmosférica era elevada, podendo ter influência na temperatura obtida nas duas águas residuais. Na campanha de 2009, registaram-se valores de temperatura um pouco mais baixos, 14,6°C, no colector Sul, e 16,7°C, no colector Norte. Tal como em 2008, também em 2009 a temperatura ambiente era elevada, não favorecendo o arrefecimento da água residual dentro dos colectores. Butler and Davies (2004) fazem distinção de dois períodos anuais, indicando o intervalo [15°C; 20°C] para o período de Verão e [10°C] para o Inverno. Considerando as temperaturas amenas, tipicamente de Primavera, ocorridas durante a colheita de amostras, considera-se que os resultados obtidos são concordantes com o intervalo fornecido por Butler and Davies (2004).

Quadro 3.1 - Caracterização físico-química das águas residuais produzidas no *campus* da FCT/UNL (campanhas de 2008 e 2009)

Parâmetro	Ano 2008								Ano 2009							
	Norte				Sul				Norte				Sul			
	x	σ	CV (%)	N	x	σ	CV (%)	N	x	σ	CV (%)	N	x	σ	CV (%)	N
pH (escala de Sorensen)	7,79	-	-		8,26	-	-		7,70	-	-		8,00	-	-	
Temperatura (°C)	18,8	-	-		19,9	-	-		16,7	-	-		14,8	-	-	
Condutividade (μ S/cm)	700	-	-		1300	-	-		900	-	-		1500	-	-	
CQO (mg/L)	302	84,33	28,0%	3	603	86,14	14,3%	3	302	84,33	28,0%	3	667	28,99	4,3%	2
CBO ₅ (mg/L)	290	14,14	4,9%	2	385	91,92	23,9%	2	118	3,54	3,0%	2	415	7,07	1,7%	2
CBO ₅ /CQO	0,99	0,05	4,9%	2	0,67	0,16	23,9%	2	0,40	0,01	3,0%	2	0,60	0,01	1,7%	2
Compostos fenólicos (mg C ₆ H ₅ OH/L)	0,24	-	-	1	0,60	-	-	1	0,10	-	-	1	0,50	-	-	1
Sulfatos (mg SO ₄ /L)	5	-	-	1	30	-	-	1	0,4	-	-	1	0,4	-	-	1
Fluoretos (mg F/L)	6,5	-	-	1	5,8	-	-	1	4,3	-	-	1	15	-	-	1
Sulfuretos (mg S ²⁻ /L)	1,2	-	-	1	2,4	-	-	1	2,0	-	-	1	2,0	-	-	1
Detergentes (mg LS/L)	1,59	-	-	1	0,74	-	-	1	0,10	-	-	1	1,40	-	-	1
Óleos e Gorduras (mg/L)	395	-	-	1	282	-	-	1	2585	-	-	1	69,5	-	-	1
Hidrocarbonetos Totais (mg/L)	0,62	-	-	1	0,75	-	-	1	9,2	-	-	1	4,5	-	-	1
Fósforo Total (mg P/L)	14	0,37	2,7%	2	17	0,60	3,6%	2	6	0,32	5,3%	2	13	0,40	3,1%	2
N-Kjeldahl (mg N/L)	73	0,79	1,1%	2	190	7,92	4,2%	2	28	1,81	6,5%	2	137	3,96	2,9%	2
Azoto Amoniacal (mg N/L)	37	0,39	1,1%	2	167	3,1	1,9%	2	24	1,89	8,3%	2	125	1,98	1,6%	2
Sólidos Totais (mg/L)	748	33,94	4,5%	2	1114	59	5%	2	614	31,11	5,1%	2	1356	300	22%	2

Quadro 3.1 – (continuação)

Parâmetro	Ano 2008								Ano 2009							
	Norte				Sul				Norte				Sul			
	x	σ	CV (%)	N	x	σ	CV (%)	N	x	σ	CV (%)	N	x	σ	CV (%)	N
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	257	14,14	5,5%	2	70	4,71	6,7%	2	90	4,71	5,2%	2	370	33	8,9%	2
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	477	42,43	8,9%	2	670	14,14	2,1%	2	460	0	0%	2	600	18,86	3,1%	2
Arsénio total (mg As/L)	<LQ			1	0,0005	-	-	1	<LQ			1	<LQ			1
Alumínio total (mg Al/L)	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1
Cianetos livres (mg CN/L)	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1
Cádmio total (mg Cd/L)	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1
Chumbo total (mg Pb/L)	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1
Cobre total (mg Cu/L)	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1
Crômio (VI) (mg Cr (VI)/L)	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1
Crômio total (mg Cr/L)	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1
Estanho total (mg Sn/L)	<LQ			1	0,02	-	-	1	0,01	-	-	1	0,02	-	-	1
Mercúrio total (mg Hg/L)	0,01	-	-	1	0,02	-	-	1	<LQ			1	0,003	-	--	1
Níquel total (mg Ni/L)	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1
Prata total (mg Ag/L)	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1
Zinco total (mg Zn/L)	0,61	-	-	1	<LQ			1	0,05	-	-	1	<LQ			1
Bário (mg Ba/L)	0,16	-	-	1	0,21			1	0,24	-	-	1	0,35	-	-	1
Molibdénio (mg Mo /L)	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1	<LQ			1
Cálcio (mg Ca/L)	68,17	-	-	1	97,40	-	-	1	68,51	-	-	1	76,51	-	-	1

<LQ – inferior ao Limite de Quantificação; x – média; σ – Desvio padrão; CV – Coeficiente de Variação; N – número de replicados

A CQO apresentou valores idênticos nas amostras recolhidas no colector Norte para os dois anos de amostragem, na ordem dos 302 mg O₂/L. O mesmo ocorreu nas amostras recolhidas no colector Sul, nas duas campanhas, com valores na ordem dos 650 mg O₂/L, o que representa o dobro da concentração existente no colector Norte. A CQO característica de águas residuais domésticas varia entre os 250 mg O₂/L e os 800 mg O₂/L (Quadro 1.5). Desta forma, os valores de CQO obtidos em ambas as campanhas e para ambos os colectores apresentaram características típicas de águas residuais domésticas medianamente concentradas.

Os valores de CBO₅ das amostras colhidas no colector Sul foram superiores aos das amostras colhidas no colector Norte. No colector Sul, em ambas as campanhas, os valores de CBO₅ variaram entre 385 mg O₂/L e 415 mg O₂/L, para 2008 e 2009, respectivamente. No colector Norte, a CBO₅ apresentou uma diferença substancial, sendo que, em 2008, se observou uma CBO₅ de 290 mg O₂/L e, em 2009, de 118 mg O₂/L. De acordo com os autores citados no Quadro 1.5, considerando um intervalo que englobe os valores típicos fornecidos por todos esses autores [110 mg O₂/L; 400 mg O₂/L], apenas a amostra obtida no colector Sul, em 2009, não se insere nas características típicas de uma água residual doméstica, tendo apresentado um valor mais elevado de CBO₅ do que o limite superior deste intervalo.

Para águas residuais não tratadas, os valores típicos da razão CBO₅/CQO encontram-se compreendidos no intervalo [0,3 – 0,8]. Para valores superiores a 0,5, a água residual é considerada passível de ser tratada por via biológica (Metcalf e Eddy, 2003). Assim, ambas as amostras, nas duas campanhas de amostragem, apresentaram características passíveis de serem sujeitas a processos de biodegradação, com razões CBO₅/CQO superiores a 0,6, com excepção da amostra colhida no colector Norte, em 2009, que apresentou uma relação CBO₅/CQO igual a 0,4.

O parâmetro Óleos e Gorduras apresentou concentrações muito elevadas nas águas residuais do *campus* da FCT/UNL. Exceptuando a amostra recolhida em 2009 no colector Sul, todas as restantes amostras apresentaram valores muito superiores aos que são característicos de águas residuais domésticas (Quadro 1.5). Sendo característica uma concentração na ordem dos 100 mg/L, determinaram-se concentrações duas vezes superiores na campanha decorrida em 2008. Em 2009, no colector Norte, a concentração foi extremamente elevada (2585 mg/L). Este facto poderá dever-se a existência de vários restaurantes ligados ao colector Norte. De acordo com o estudo efectuado por Leskita *et al.* (2006), os restaurantes, na sua generalidade, produzem aproximadamente 197 mg/L de Óleos e Gorduras. Chen and Yue (2000) averiguaram, no seu estudo relativo a efluentes produzidos por vários tipos de restaurantes,

que as cantinas universitárias produzem entre 415 a 1970 mg/L de Óleos e Gorduras por dia. A concentração mais elevada que foi registada na presente dissertação superou o teor mais elevado que é indicado nestes estudos. Apesar da existência de um programa de recolha selectiva dos óleos alimentares nos diversos bares e restaurantes do *campus* da FCT/UNL, que se encontra em execução e que também já se encontrava na altura da realização deste trabalho, deve continuar a ser prestada especial atenção à descarga de gorduras alimentares nos colectores do *campus* da FCT/UNL.

Encontraram-se elevadas diferenças entre campanhas no que diz respeito aos hidrocarbonetos totais. Em 2008, ambos os colectores apresentavam uma concentração inferior a 1 mg/L enquanto que, em 2009, o colector Sul apresentava uma concentração de 4,5 mg/L e o colector Norte de 9,2 mg/L. Poderá ser interessante averiguar-se, em trabalhos futuros, o tipo e a origem destes hidrocarbonetos, embora as concentrações registadas tenham sido reduzidas.

Em sistemas de drenagem por gravidade, devido à ocorrência de zonas anaeróbias, os sulfatos presentes nas águas residuais tornam-se os receptores finais de electrões, resultando na formação de sulfureto de hidrogénio, principal causador de maus odores (Hvitved-Jacobsen, 2002). O sulfureto é produzido por bactérias heterotróficas anaeróbias, pela degradação de matéria orgânica, utilizando o sulfato como receptor final de electrões. Este processo ocorre quer no biofilme, quer nos sedimentos depositados no esgoto. Após produção, difunde-se para áreas com menor concentração. A sua difusão para camadas mais superficiais do biofilme, zonas aeróbias, resulta numa rápida oxidação por processos químicos ou biológicos, se se concentrar em camadas anaeróbias, o sulfureto produzido é transportado na corrente de água residual. O sulfureto presente na corrente poderá sofrer oxidação, reagir com metais, formando compostos metálicos insolúveis, ou ser emitido na forma de gás sulfídrico (Nielsen, 2006). Os maiores problemas relacionados com a presença de sulfuretos nos colectores são a corrosão dos próprios sistemas de drenagem e aparecimento de odores desagradáveis (Nielsen, 2006).

Nas duas campanhas realizadas, o parâmetro sulfato apresentou concentrações consideravelmente reduzidas, na ordem de 1 mg SO_4^-/L , exceptuando-se a amostra colhida no colector Sul, em 2008, onde se registou uma concentração de 30 mg SO_4^-/L . Este valor mais elevado é concordante com os valores tipicamente conhecidos em águas residuais domésticas (Quadro 1.5) [20 mg SO_4^-/L ; 50 mg SO_4^-/L].

As características típicas de águas residuais não incluem o parâmetro sulfureto, sendo que se considera que a presença do mesmo ocorre por redução dos sulfatos e não por introdução

directa. Os ensaios realizados permitiram obter concentrações de sulfuretos dentro do intervalo compreendido entre [1,2 mg S⁻/L; 2,4 mg S⁻/L]. Dada a distância entre a área de produção das águas residuais no *campus* da FCT/UNL e a ligação ao colector municipal, local onde se efectuaram as colheitas, prevê-se que a produção de sulfuretos possa ocorrer dentro dos colectores existentes dentro do *campus*, indiciando, assim, a ocorrência de zonas anaeróbias e consequente actividade de bactérias redutoras de sulfatos, conduzindo à produção de sulfuretos. Será também indicador de tempos de retenção elevados nos colectores, aliados a baixos volumes de água residual produzida.

Ainda que não sejam contemplados no regulamento municipal de águas residuais do município de Almada, os parâmetros azoto e fósforo são dois parâmetros de elevada importância ambiental, sendo os principais causadores de eutrofização no meio receptor.

As amostras analisadas apresentaram características diferentes relativamente a estes parâmetros, consoante o colector onde se efectuou a colheita, não apresentando diferenças significativas entre campanhas. Assim, no colector Sul, em ambas as campanhas, obtiveram-se amostras mais carregadas, com uma concentração de fósforo de 17 mg P/L e 13 mg P/L, em 2008 e 2009, respectivamente, e com uma concentração de azoto kjeldahl de 190 mg N/L, em 2008, e de 137 mg N/L, em 2009. O azoto amoniacal, tal como o azoto kjeldahl, apresentou uma maior concentração, em 2008, do que em 2009, 167,4 mg N/L e 124,6 mg N/L, respectivamente.

No colector Norte obtiveram-se concentrações de fósforo, azoto kjeldahl e azoto amoniacal relativamente mais baixas, sendo que o fósforo apresentou uma concentração de 14 mg P/L, em 2008, e de 6 mg P/L em 2009, o azoto total de 73 mg N/L, em 2008, e de 28 mg N/L, em 2009, e o azoto amoniacal de 37 mg N/L e de 23 mg N/L, em 2008 e 2009, respectivamente.

De acordo com as características apresentadas no Quadro 1.5, a água residual que foi colhida no colector Norte apresentava características idênticas a uma água residual doméstica no que diz respeito ao fósforo, azoto kjeldahl e azoto amoniacal. No colector Sul, a água residual apresentou valores superiores aos intervalos característicos definidos pelos diversos autores para as águas residuais domésticas, apresentando-se como uma água residual com maior carga em P e N.

O parâmetro detergentes, analisado na forma de lauril-sulfato, não exibiu concentrações elevadas. A EPA define como intervalo de valores característicos de detergentes presentes em águas residuais domésticas o intervalo de [2 mg/L; 4 mg/L]. Todas as amostras analisadas apresentaram valores inferiores, compreendidos no intervalo [0,1 mg/L; 1,59 mg/L].

Os compostos fenólicos analisados englobam compostos que incluem, na sua constituição, o fenol, que é um poluente tóxico (Mendes e Oliveira, 2004). Este parâmetro não revelou concentrações elevadas, mantendo-se dentro do intervalo [0,1 mg/L; 0,6 mg/L]. No entanto, e tal como foi observado para os restantes parâmetros, as amostras que foram colhidas no colector Sul apresentaram concentrações mais elevadas em ambas as campanhas.

Os parâmetros sólidos totais, sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais apresentaram concentrações que se enquadram nas características típicas de efluentes domésticos, de acordo com o Quadro 1.5. As amostras que foram colhidas no colector Sul, em ambas as campanhas, apresentaram-se também mais carregadas do que as amostras que foram colhidas no colector Norte, em ambas as campanhas.

Não foram encontrados teores significativos de metais pesados, nas amostras de água residual que foram colhidas nos dois colectores, em ambas as campanhas de amostragem.

A avaliação da conformidade dos parâmetros analisados nas águas residuais produzidas no *campus* da FCT/UNL com os valores limite de admissão definidos pelo Regulamento Municipal de Águas Residuais do município de Almada é apresentada no Quadro 3.2.

A maioria dos parâmetros físico-químicos que foram analisados nas amostras das águas residuais cumpriu os critérios de descarga na rede de drenagem do município de Almada. Nalgumas amostras foram excedidos os parâmetros óleos e gorduras, sulfuretos, fluoretos, sólidos totais e compostos fenólicos. Os sulfuretos ocorreram em ambas as campanhas e em ambos os colectores com valores superiores ao valor limite de admissão, assim como os óleos e gorduras, com excepção da amostra colhida no colector Sul, na campanha de 2009. Nas amostras cujas concentrações foram superiores ao valor limite de admissão, as concentrações de óleos e gorduras foram muito elevadas, tendo sido obtido, para a campanha de 2009, no colector Norte, uma concentração de 2585 mg/L, valor que excede o máximo admissível em 2485 mg/L. Os fluoretos apresentaram concentrações acima do valor limite de admissão apenas em 2009, para a amostra que foi colhida no colector Sul. Os compostos fenólicos, apesar das reduzidas concentrações nas águas residuais do *campus* da FCT/UNL, apresentaram teores acima do valor máximo admissível na campanha de 2008, no colector Sul.

Os metais pesados não apresentaram qualquer tipo de problema relativamente à admissão das águas residuais produzidas no *campus* da FCT/UNL aos colectores municipais.

Quadro 3.2 - Conformidade de descarga de águas residuais produzidas no *campus* da FCT/UNL de acordo com os valores limite de admissão definidos no Regulamento Municipal de Águas Residuais do município de Almada

Parâmetro	RMA	Ano 2008				Ano 2009			
		Norte		Sul		Norte		Sul	
	VMA	x	Conformidade	x	Conformidade	x	Conformidade	x	Conformidade
pH (escala de Sorensen)	[6; 9]	7,79	Conforme	8,26	Conforme	7,7	Conforme	8	Conforme
Temperatura (°C)	30	18,8	Conforme	19,9	Conforme	16,7	Conforme	14,8	Conforme
CQO (mg/L)	2000	302	Conforme	603	Conforme	302	Conforme	667	Conforme
CBO ₅ (mg/L)	1000	290	Conforme	385	Conforme	118	Conforme	415	Conforme
Compostos fenólicos (mg C ₆ H ₅ OH/L)	0,5	0,24	Conforme	0,6	Não conforme	0,1	Conforme	0,5	Conforme
Sulfatos (mg SO ₄ /L)	1500	30	Conforme	3	Conforme	0,4	Conforme	0,4	Conforme
Fluoretos (mg F/L)	10	5,75	Conforme	6,5	Conforme	4,3	Conforme	15	Não conforme
Sulfuretos (mg S ²⁻ /L)	1	1,2	Não conforme	2,4	Não conforme	2	Não conforme	2	Não conforme
Detergentes (mg LS/L)	75	1,59	Conforme	0,74	Conforme	0,1	Conforme	1,4	Conforme
Óleos e Gorduras (mg/L)	100	395	Não conforme	282	Não conforme	2585	Não conforme	69,5	Conforme
Hidrocarbonetos (mg/L)	15	0,62	Conforme	0,75	Conforme	9,2	Conforme	4,5	Conforme
Sólidos Totais (mg/L)	-	748	Conforme	1114	Conforme	614	Conforme	1356	Conforme
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	1000	257	Conforme	70	Conforme	90	Conforme	370	Conforme
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	7500	477	Conforme	670	Conforme	460	Conforme	600	Conforme
Arsénio total (mg As/L)	1,0	<LQ	Conforme	0,0005	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme
Alumínio total (mg Al/L)	30	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme
Cianetos livres (mg CN/L)	0,5	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme
Cádmio total (mg Cd/L)	0,2	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme
Chumbo total (mg Pb/L)	1,0	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme
Cobre total (mg Cu/L)	1,0	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme

Quadro 3.2 – (continuação)

Parâmetro	RMA	Ano 2008				Ano 2009			
	VMA	Norte		Sul		Norte		Sul	
		x	Conformidade	x	Conformidade	x	Conformidade	x	Conformidade
Crômio (VI) (mg Cr (VI)/L)	0,1	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme
Crômio total (mg Cr/L)	2,0	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme
Estanho total (mg Sn/L)	1,0	<LQ	Conforme	0,02	Conforme	0,01	Conforme	0,02	Conforme
Mercúrio total (mg Hg/L)	0,05	0,01	Conforme	0,02	Conforme	<LQ	Conforme	0,003	Conforme
Níquel total (mg Ni/L)	2,0	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme
Prata total (mg Ag/L)	5,0	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme	<LQ	Conforme
Zinco total (mg Zn/L)	5,0	0,61	Conforme	<LQ	Conforme	0,05	Conforme	<LQ	Conforme

Comparativamente à água residual afluyente à ETAR do Portinho da Costa (Quadro 1.10), as amostras analisadas não apresentaram valores superiores aos que caracterizam aquela água residual, com excepção do parâmetro fósforo total, com uma concentração aproximadamente 2 mg/L acima do afluyente à ETAR e o parâmetro óleos e gorduras, que apresentou concentrações muito acima do afluyente característico da ETAR.

De acordo com as características de efluentes universitários apresentados na secção 1.6, constata-se que os efluentes produzidos no *campus* da FCT/UNL se apresentam muito mais concentradas do que os efluentes avaliados por Bertolino (2008) e por Ogunfowoken (2005), com excepção dos metais, os quais existem em concentrações muito reduzidas nas águas residuais do *campus* da FCT/UNL.

3.2. Ensaio de Biodegradabilidade

3.2.1. Campanha de Novembro de 2008

O ensaio de biodegradabilidade, relativo à campanha de Novembro de 2008, teve início no dia 18 de Novembro e término no dia 02 de Dezembro de 2008.

Os parâmetros de controlo das condições de biodegradação foram controlados com uma frequência aproximadamente diária. Os valores de pH demonstraram uma tendência crescente ao longo do ensaio (Figura 3.1), ficando compreendidos no intervalo [6,3; 8,5], com excepção do último dia, em que as amostras do colector Norte e Inóculo Norte apresentaram valores de pH de 9,7 e 8,8, respectivamente. Estes valores não afectaram o ensaio dado que nesta altura o substrato já teria sido consumido.

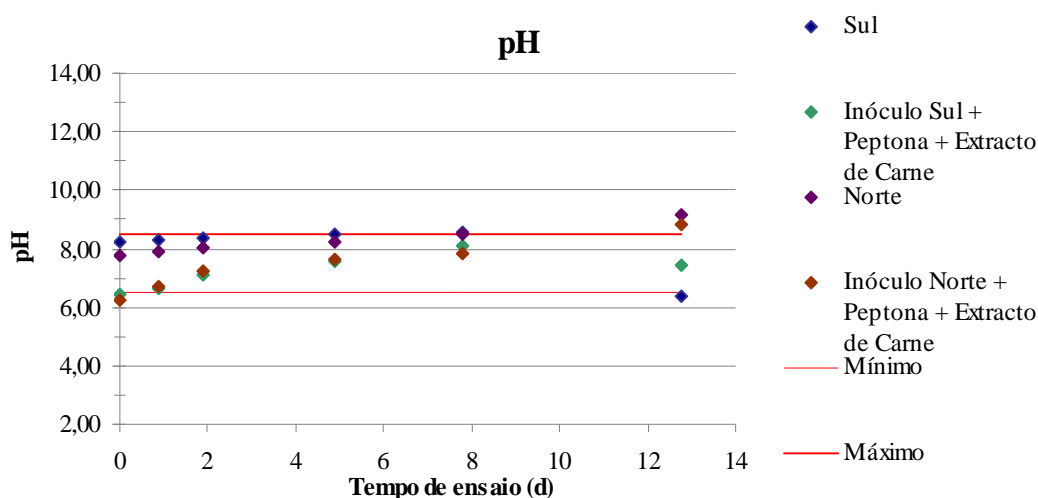








Figura 3.1 - Evolução do pH nas quatro amostras ao longo do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2008)

A temperatura manteve-se relativamente constante ao longo do ensaio, tendo estado compreendida no intervalo [18°C;19°C].





A mistura necessária do licor foi obtida pela injeção de ar comprimido, tendo-se conseguido concentrações de OD sempre acima de 4,79 mg O₂/L. As condições de aerobiose necessárias para a actividade microbiana foram assim mantidas ao longo do ensaio de biodegradação.

O Quadro 3.3 apresenta a sequência de imagens obtidas durante o ensaio de biodegradabilidade.

Quadro 3.3 - Evolução das amostras durante o ensaio de biodegradabilidade (campanha 2008)

Tempo de ensaio aproximado (d)	Colector Sul / Peptona+Extracto de Carne+Inóculo Sul	Colector Norte / Peptona+ Extracto de Carne+Inóculo Norte
0		
1		
2		

Quadro 3.3 – (continuação)

Tempo de ensaio aproximado (d)	Colector Sul / Peptona+Extracto de Carne+Inóculo Sul	Colector Norte / Peptona+ Extracto de Carne+Inóculo Norte
5		
8		

Em todas as amostras foi observada uma rápida diminuição inicial do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) (Figura 3.2). Esta fase inicial corresponde a um período de remoção de substrato/biossíntese, ao que habitualmente se segue uma fase de respiração endógena caracterizada por uma estabilização dos valores de COD.

O anterior é válido para as amostras Norte, Inóculo Norte e Inóculo Sul. A amostra colhida no colector Sul apresentou uma ligeira subida do valor de COD ao oitavo dia de ensaio. Esta subida poderá ter sido devida à mobilização de nutrientes a partir dos sólidos suspensos presentes na amostra, os quais terão induzido um ligeiro crescimento da população microbiana.

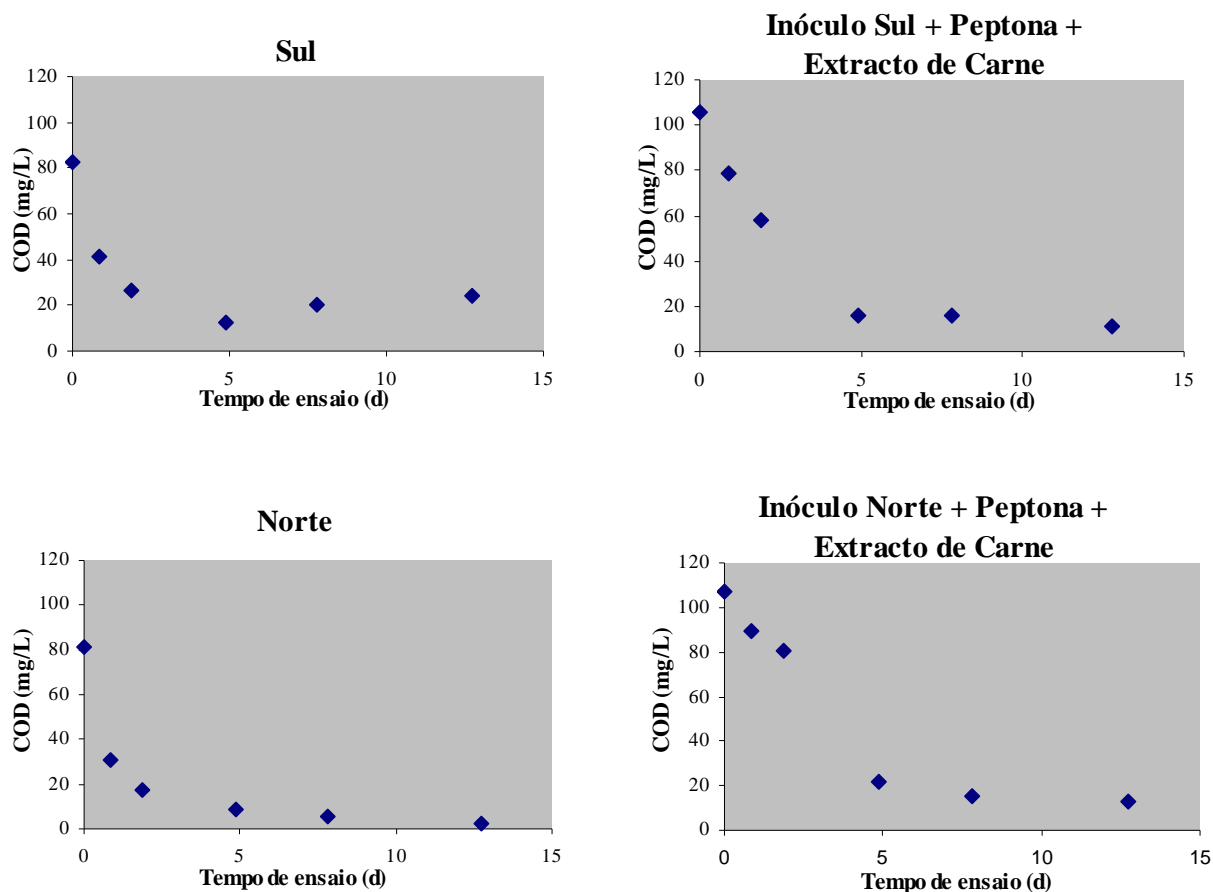


Figura 3.2 - Evolução do COD nas quatro amostras ao longo do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2008)

De acordo com a OCDE (1995), quando o substrato presente em solução não é suficiente para alimentar toda a população microbiana, existe a possibilidade de ocorrência de lise celular que libertará para o sistema COD. Também de acordo com o mesmo documento, uma produção de metabolitos intermediários poderá provocar um aumento do COD presente em solução, verificando-se, em vários testes efectuados, que, apesar do elevado consumo dos compostos orgânicos presentes em solução, a remoção de COD dentro dos parâmetros de teste só ocorreu cerca de 7 dias depois. Os testes referidos anteriormente correspondem a análises efectuadas a compostos simples, não invalidando a possibilidade de ocorrência em substratos mistos (OCDE, 1995).

A remoção de substrato, representada pela percentagem de remoção de COD (Figura 3.3), apresentou-se tendencialmente crescente até ao 5º dia de ensaio para todas as amostras ensaiadas. A partir do 5º dia, a remoção de COD decresceu de intensidade, mantendo, no entanto, uma tendência igualmente crescente, excepto para a amostra Sul que apresentou, a partir deste dia, um incremento do COD em solução.

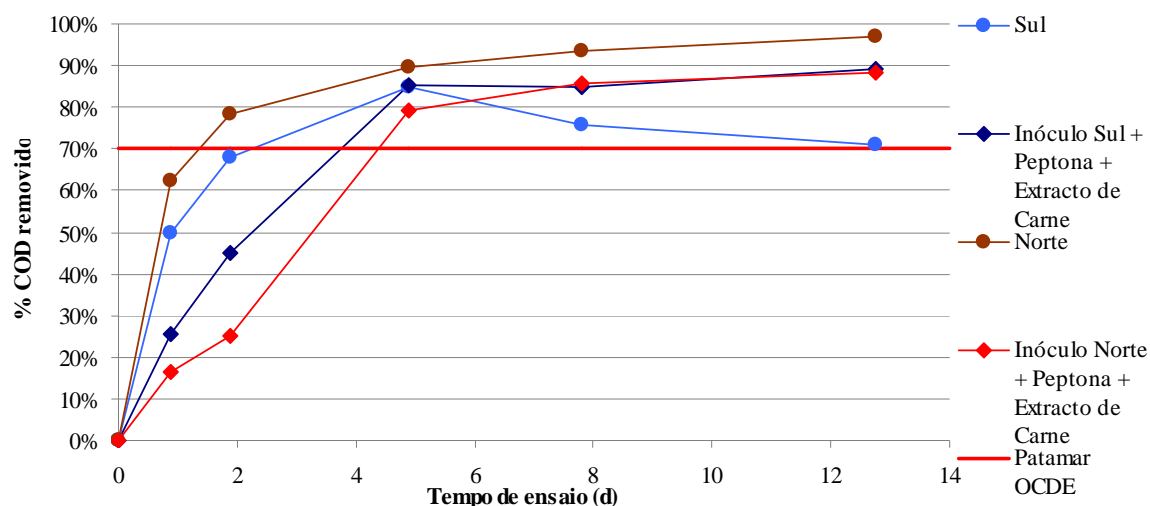


Figura 3.3 – Evolução da percentagem de remoção de COD ao longo dos ensaios de biodegradabilidade das amostras colhidas na campanha de Novembro de 2008

A amostra colhida no colector Sul apresentou uma biodegradação mais demorada e menos eficaz do que a amostra que foi colhida no colector Norte. Um dos possíveis factores poderá ser a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente em cada uma das amostras, sendo que a amostra Norte apresentou uma razão CBO_5/CQO de 0,99, enquanto que a amostra Sul apresentou uma razão de 0,67, indicando que a quantidade de matéria biologicamente degradável estaria em maior proporção na amostra que foi colhida no colector Norte.

Relativamente às amostras do efluente sintético inoculadas com sólidos proveniente das amostras das águas residuais, verificou-se, em ambas, um comportamento semelhante, observando-se uma remoção inicial de COD mais demorada, em comparação com as amostras das águas residuais, devido à necessidade de adaptação dos microrganismos ao novo substrato. Os valores finais de remoção de COD foram idênticos aos obtidos nos balões contendo as amostras das águas residuais, constatando-se a viabilidade dos inóculos utilizados.

Todas as amostras foram consideradas como sendo facilmente biodegradáveis, de acordo com o critério da OCDE que foi referido anteriormente (secção 2.3.1). Ao fim do primeiro dia de ensaio, todas as amostras apresentavam uma remoção de COD superior a 10%. No 2º dia de ensaio a amostra que foi colhida no colector Norte já apresentava uma percentagem de remoção de 79%. As restantes amostras (colector Sul, Inóculos Sul e Norte) atingiram uma percentagem de 70% de remoção do COD entre o 2º e o 5º dias de ensaio. No último dia de

ensaio (14º dia), as amostras apresentaram a seguinte remoção de COD: Sul – 71%; Inóculo Sul – 89%; Norte – 97%; Inóculo Norte – 88%.

Com base no método integral de determinação de constantes de reacção, metodologia esta que foi explicada na secção 2.3.2.1, procedeu-se a uma análise dos dados experimentais obtidos no ensaio de biodegradabilidade, com o objectivo de se determinar o modelo cinético aplicável a cada uma das amostras ensaiadas, na campanha de 2008, bem como com o objectivo de se calcular a constante de reacção de cada amostra.

Dada a irregularidade do comportamento observado no COD nas várias amostras, testou-se a possibilidade de ocorrerem, ao longo do ensaio, remoções que correspondam a mistura de substratos, cinéticas de primeira ordem, e remoções que correspondam a substratos simples, cinéticas de ordem zero, em intervalos de tempo diferentes. Desta forma, considerou-se a possibilidade de ocorrência de mais do que um modelo cinético em cada amostra. São apresentados nas Figuras 3.4 a 3.7 os modelos que melhor se adequam às remoções experimentais obtidas.

A caracterização da evolução da biodegradação do substrato misto, traduzida pela remoção do COD, presente na amostra do colector Sul, resulta da junção de dois modelos cinéticos (Figura 3.4): num primeiro período, compreendido entre o dia 0 e o 5º dia de ensaio, foi observada uma cinética de primeira ordem, característica de águas residuais domésticas (Jördenning e Winter, 2005), e num segundo período, compreendido entre o 5º dia e o final do ensaio, foi observada uma cinética de remoção de ordem zero.

Observou-se que o segundo período de remoção de COD apresentou uma cinética positiva, indicando um ligeiro incremento do COD, em vez de uma redução do mesmo.

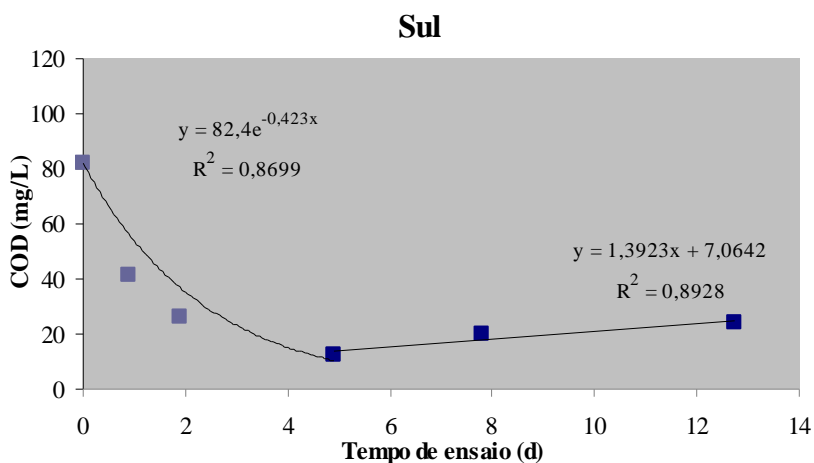


Figura 3.4 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Sul (campanha 2008)

A amostra Inóculo Sul + Peptona + Extracto de Carne foi igualmente caracterizada por dois períodos de remoção, correspondendo a dois modelos de remoção distintos (Figura 3.5). Tal como observado na amostra Sul, a amostra Inóculo Sul + Peptona + Extracto de Carne apresentou, num primeiro período, correspondente aos primeiros cinco dias de ensaio, uma cinética de remoção de primeira ordem, e, num segundo período, correspondendo aos restantes dias de ensaio, uma cinética de remoção do substrato de ordem zero.

Contrariamente ao que foi observado na amostra colhida no colector Sul, a amostra Inóculo Sul, apresentou, no seu segundo período, uma remoção efectiva do COD, muito embora tenha sido caracterizada por uma velocidade de remoção muito reduzida (cerca de 0,61 mg/(L.d)).

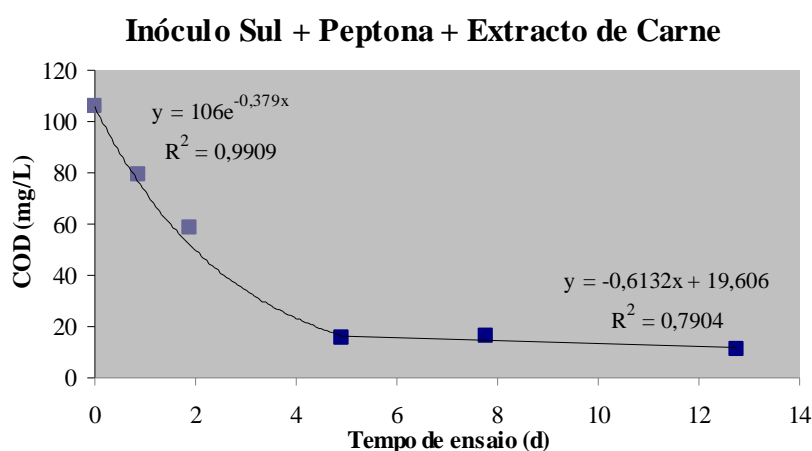


Figura 3.5 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Inóculo Sul + Peptona + Extracto de Carne (campanha 2008)

A degradação de COD, ocorrida na amostra que foi colhida no colector Norte, foi também caracterizada por dois períodos distintos de remoção, correspondentes a remoções de primeira ordem e de ordem zero (Figura 3.6). Esta amostra apresentou uma remoção inicial rápida, correspondendo a uma reacção de primeira ordem, com duração de 3 dias, após a qual a remoção da matéria carbonada se realizou de forma mais lenta, correspondendo a uma cinética de ordem zero, com duração de 10 dias, equivalente à restante duração do ensaio.

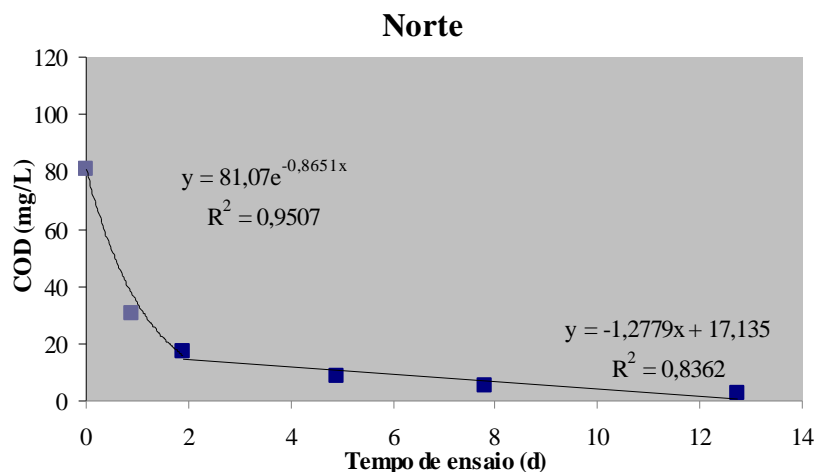


Figura 3.6 - Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Norte (campanha 2008)

A amostra Inóculo Norte + Peptona + Extracto de Carne foi igualmente caracterizada por dois períodos distintos de remoção do COD, tal como as anteriores (Figura 3.7).

Os dois modelos cinéticos aplicados à amostra Inóculo Norte ocorreram entre o dia 0 e 5º dia, num primeiro período, e entre o 5º e o 13º dias, num segundo período, tendo-se verificado, no primeiro período, uma cinética de primeira ordem e, no segundo período, uma cinética de ordem zero.

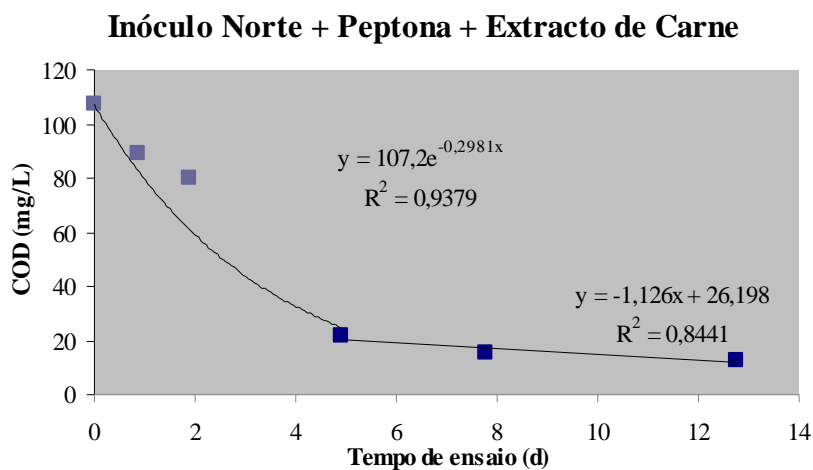


Figura 3.7 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Inóculo Norte + Peptona + Extracto de Carne (campanha 2008)

A aplicação do método integral aos dados experimentais obtidos no ensaio de biodegradabilidade, da campanha de 2008, produziu um conjunto de dados, os quais se encontram resumidos no Quadro 3.4.

Quadro 3.4 - Parâmetros cinéticos do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2008)

Amostra	Ordem de Reacção	Intervalo de Tempo (d)	k		r ²
			mg/(L.d)	1/d	
Sul	Primeira Ordem	0 – 5		-0,42	0,87
	Ordem zero	5 – 13	1,39		0,89
Inóculo Sul + Peptona + Extracto de Carne	Primeira Ordem	0 – 5		-0,38	0,99
	Ordem zero	5 – 13	-0,61		0,79
Norte	Primeira Ordem	0 – 3		-0,87	0,95
	Ordem zero	3 – 13	-1,28		0,84
Inóculo Norte + Peptona + Extracto de Carne	Primeira Ordem	0 – 5		-0,30	0,94
	Ordem zero	5 – 13	-1,13		0,84

As equações cinéticas resultantes apresentaram uma variabilidade explicada (r^2) acima de 0,84, tendo sido esta considerada aceitável para a determinação das constantes cinéticas k.

Todas as amostras ensaiadas comprovaram seguir um modelo cinético de primeira ordem. No entanto, após um período inicial de remoção, foi observado, e também em todas as amostras, um segundo momento caracterizado por um modelo cinético de ordem zero. Apenas a amostra colhida no colector Norte apresentou uma cinética de primeira ordem compreendida entre o dia 0 e o 3º dia de ensaio. Nas restantes amostras, o período no qual ocorreu a cinética de primeira ordem teve a duração de 5 dias. O tempo decorrido até ao término dos ensaios foi caracterizado, seguidamente, por uma cinética de ordem zero.

A amostra colhida no colector Norte apresentou assim um nível de biodegradabilidade mais elevado do que a amostra que foi colhida no colector Sul. Dado não existir uma elevada diferença entre as amostras inoculadas com sólidos sedimentáveis, presume-se que a elevada diferença na velocidade de biodegradação esteja interligada com a composição do próprio efluente (qualidade da matéria orgânica presente nos efluentes).

3.2.2. Campanha de Março de 2009

As condições óptimas da actividade microbiana no ensaio de biodegradabilidade, relativo à campanha de Março de 2009, foram controladas com uma frequência quase diária. Os valores de pH demonstraram uma tendência crescente ao longo do ensaio, ficando compreendidos no intervalo [6,0; 8,9] (Figura 3.8).

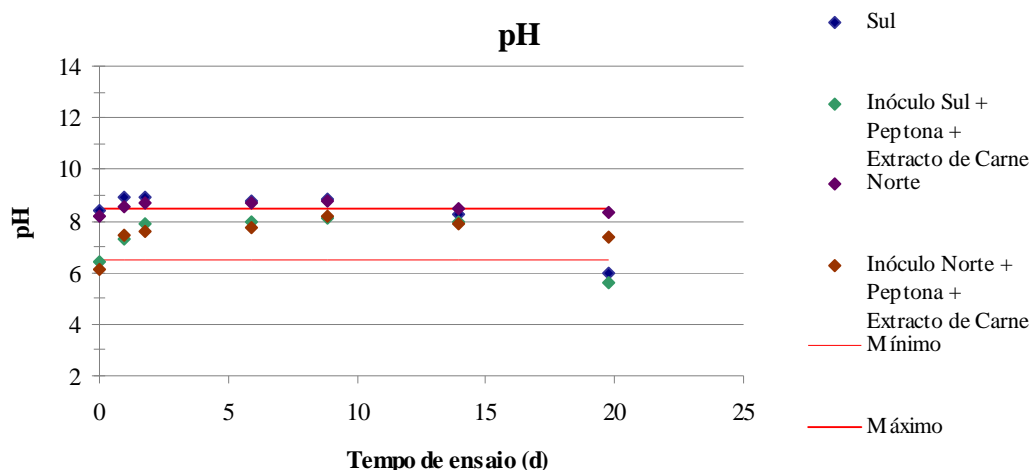


Figura 3.8 - Evolução do pH nas quatro amostras ao longo do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2009)

A temperatura manteve-se relativamente constante ao longo do ensaio, oscilando dentro do intervalo [20,2°C; 22,8°C], o qual é consistente com o intervalo óptimo de actividade microbiana.

A mistura dos licores submetidos ao ensaio de biodegradação e o fornecimento de oxigénio foram conseguidas pela injeção de ar comprimido. Os valores de OD mantiveram-se sempre acima de 6,03 mg O₂/L, sendo possível concluir que as condições de aerobiose foram asseguradas permanentemente ao longo de todo o ensaio.

À semelhança do que foi observado nos ensaios realizados em 2008, nestas amostras de 2009 foi registado um rápido consumo inicial de COD (Figura 3.9). Esta fase inicial corresponde ao período de remoção de substrato/biossíntese, ao que habitualmente se segue uma fase de respiração endógena caracterizada por uma estabilização dos valores de COD em torno de um valor muito reduzido.

O anterior é válido para as amostras Norte, Inóculo Norte e Inóculo Sul. No entanto, para a amostra colhida no colector Sul registou-se uma subida pontual da concentração de COD ao nono dia de ensaio, seguida de uma nova redução da concentração de COD. Esta subida poderá ser explicada pela mobilização de nutrientes existentes nos sólidos suspensos das amostras, após o consumo dos nutrientes suspensos mais facilmente acessíveis aos microrganismos.

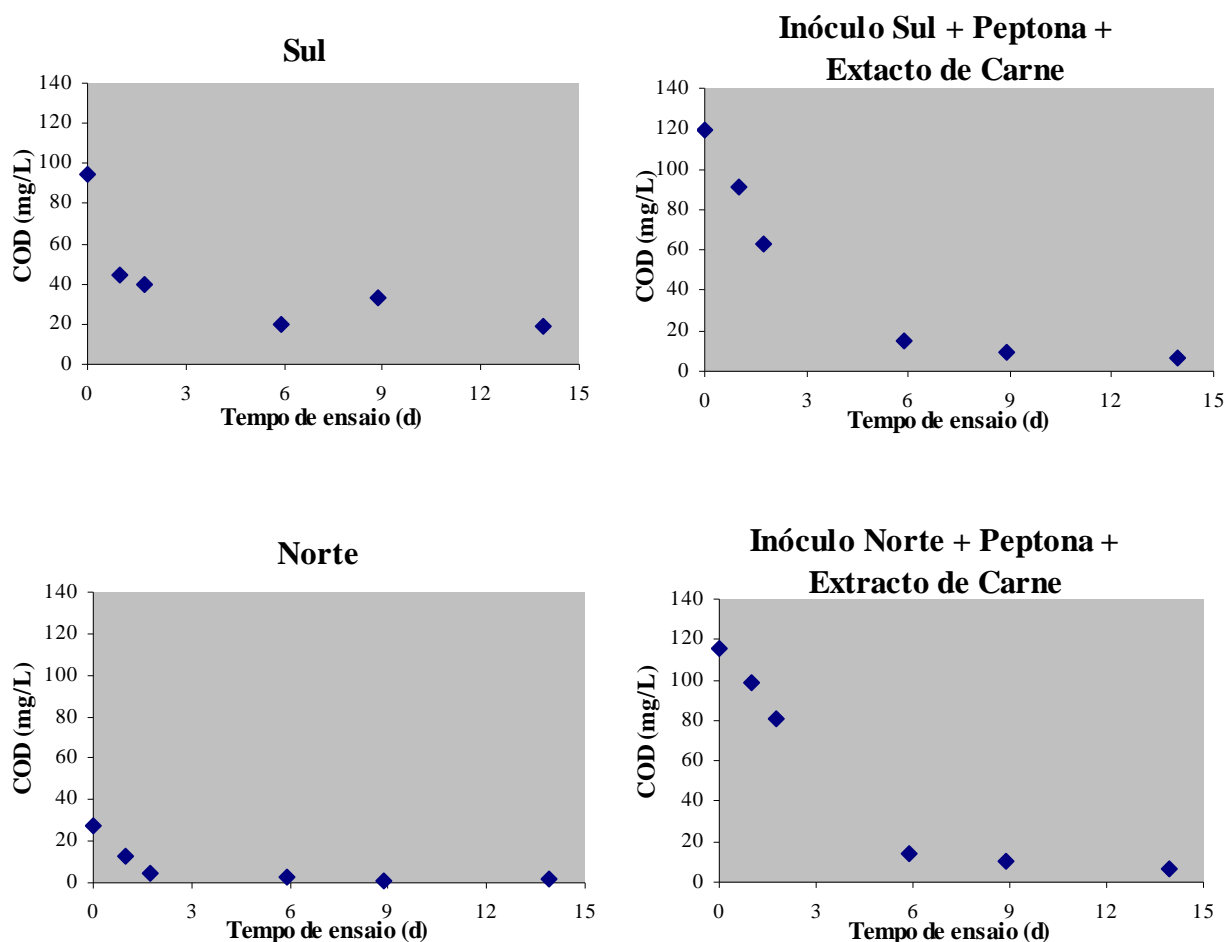


Figura 3.9 - Evolução do COD nas quatro amostras ao longo do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2009)

A remoção dos substratos orgânicos, representada pela percentagem de remoção de COD, encontra-se representada na Figura 3.10.

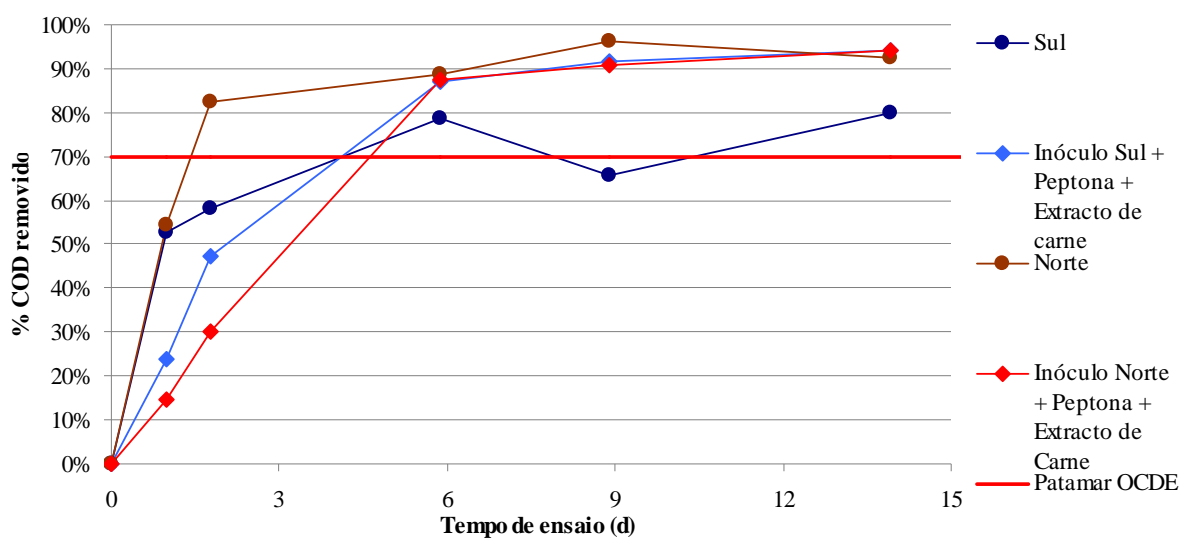


Figura 3.10 – Evolução de remoção de substrato (campanha 2009)

Em termos gerais, o ensaio evidenciou uma tendência de remoção crescente dos substratos orgânicos em todas as amostras analisadas, tendo sido observado um decréscimo da velocidade de remoção a partir do 6º dia de ensaio.

No decorrer do ensaio observou-se uma remoção inicial de COD mais lenta para a amostra Sul comparativamente à amostra Norte. Esta tendência foi mantida durante todo o ensaio.

A amostra Norte apresentou uma remoção inicial muito rápida, durante os primeiros seis dias de ensaio, tendo atingido os 85% de remoção nesse período de tempo. A partir do 6º dia, a tendência crescente manteve-se, ainda que com uma menor velocidade.

Por outro lado, a amostra Sul apresentou uma remoção inicial mais lenta, apesar do primeiro dia de ensaio ser idêntico ao observado na amostra Norte, atingindo a sua maior remoção ao 6º dia de ensaio.

As amostras inoculadas, devido à necessidade de adaptação dos microrganismos aos substratos orgânicos em que foram inoculados (peptona e extracto de carne), apresentaram uma velocidade inicial de remoção mais lenta do que as que foram observadas nas respectivas amostras das águas residuais. No entanto, esta diferença atenuou-se ao longo do ensaio, sendo que ao 6º dia se observaram remoções semelhantes em todas as amostras.

As amostras da água residual sintética (peptona e extracto de carne), inoculadas com sólidos decantáveis obtidos a partir das amostras das águas residuais brutas (Quadro 2.4), apresentaram comportamentos semelhantes entre si.

Todas as amostras podem ser classificadas como sendo facilmente biodegradáveis, de acordo com o critério da OCDE, já referido anteriormente neste trabalho. Ao fim do primeiro dia todas as amostras apresentavam uma remoção de COD igual ou superior a 10%. A remoção de 70% foi atingida antes do 2º dia na amostra Norte (82%) e, nas restantes amostras, antes do 6º dia de ensaio (Sul - 79%), Inóculo Sul + Peptona + Extracto de carne - 87%), Inóculo Norte + Peptona + Extracto de carne - 88%). No final do ensaio, 14º dia, as amostras apresentaram as seguintes percentagens de remoção de COD: Sul - 80%; Inóculo Sul - 94%; Norte - 92%; Inóculo Norte - 94%.

Com base no método integral de determinação de constantes cinéticas de reacção, procedeu-se a uma análise dos dados experimentais obtidos no ensaio de biodegradabilidade, com o objectivo de se determinar os modelos cinéticos que melhor se ajustam aos resultados experimentais e, conseqüentemente, determinar-se as respectivas constantes cinéticas.

Considerou-se a possibilidade de ocorrência de mais do que um modelo cinético em cada amostra, nomeadamente, modelos de primeira ordem e de ordem zero. Nas Figuras 3.11 a 3.14 são apresentados os modelos que melhor se adequam aos resultados experimentais obtidos nos ensaios de biodegradabilidade.

A evolução de remoção do COD, para a amostra colhida no colector Sul, foi explicada pela junção de dois modelos cinéticos. Nos três dias iniciais do ensaio, em que a remoção foi mais rápida, o modelo cinético que melhor se ajustou foi um modelo de primeira ordem. Uma segunda fase de remoção do COD ocorreu entre o 3º dia e o fim do ensaio, na qual se ajustou um modelo cinético de ordem zero. As equações dos modelos cinéticos referidos encontram-se representadas na Figura 3.11.

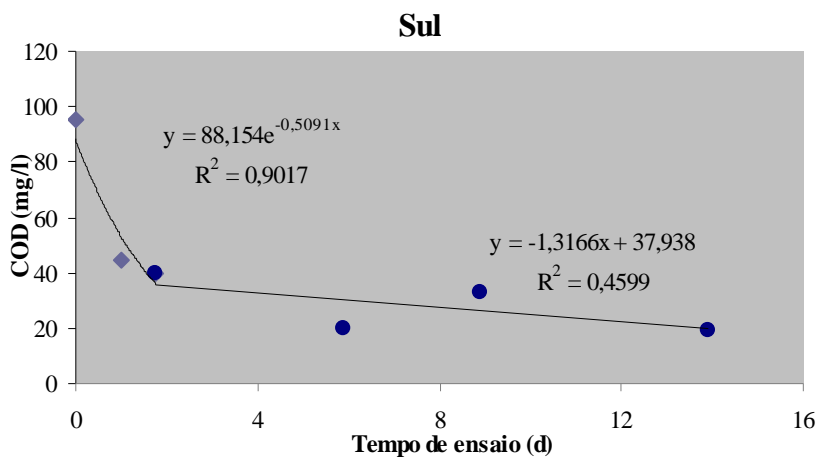


Figura 3.11 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Sul (campanha 2009)

A amostra Inóculo Sul + Peptona + Extracto de Carne foi caracterizada por dois períodos de remoção, correspondendo a dois modelos de remoção distintos (Figura 3.12).

À semelhança do que foi observado para a amostra Sul, a amostra Inóculo Sul + Peptona + Extracto de Carne apresentou, num primeiro período correspondente aos primeiros seis dias de ensaio, uma cinética de remoção do COD de primeira ordem e, num segundo período, correspondendo aos restantes dias de ensaio, uma cinética de remoção de ordem zero.

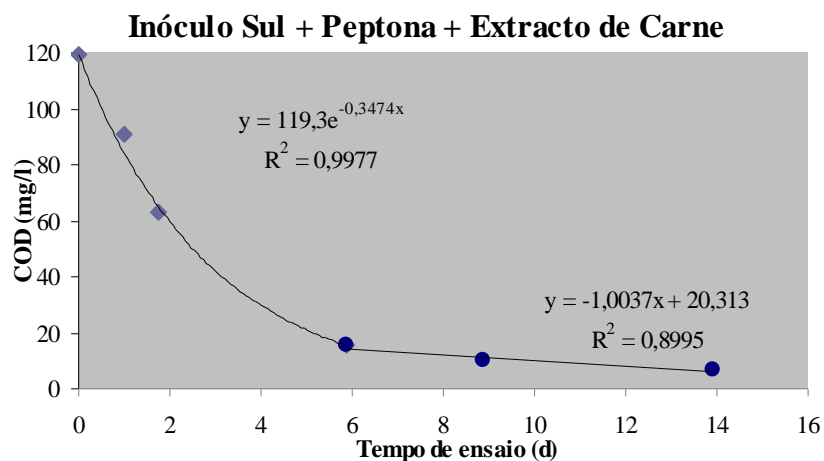


Figura 3.12 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Inóculo Sul + Peptona + Extracto de Carne (campanha 2009)

De modo semelhante à amostra Sul, a amostra Norte apresentou dois períodos de remoção distintos (Figura 3.13).

O primeiro período, que ocorreu nos três primeiros dias de ensaio, foi caracterizado por uma cinética de primeira ordem e o segundo período, que ocorreu nos restantes 12 dias de ensaio, foi caracterizado por uma cinética de ordem zero.

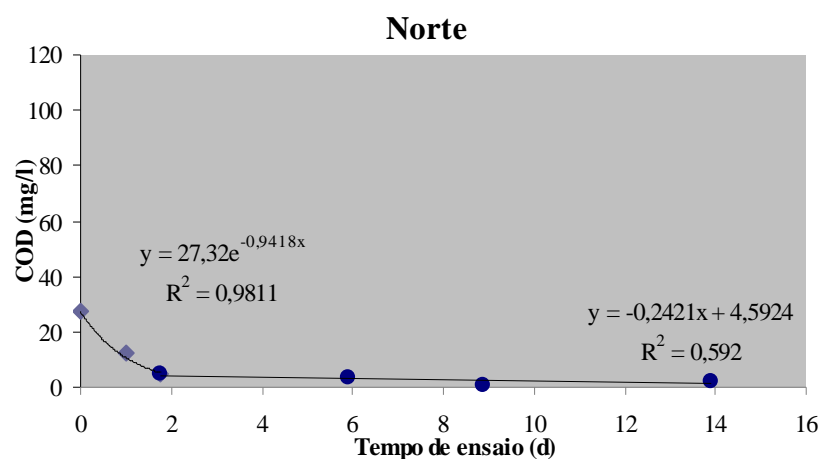


Figura 3.13 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Norte (campanha 2009)

Os modelos que melhor descrevem as cinéticas de remoção ocorridas na amostra Inóculo Norte + Peptona + Extracto de Carne (Figura 3.14), são dois modelos distintos: um de primeira ordem e um de ordem zero. O modelo cinético de primeira ordem foi ajustado para

os resultados experimentais obtidos nos primeiros seis dias de ensaio e o modelo de ordem zero foi ajustado aos resultados experimentais obtidos nos últimos oito dias de ensaio.

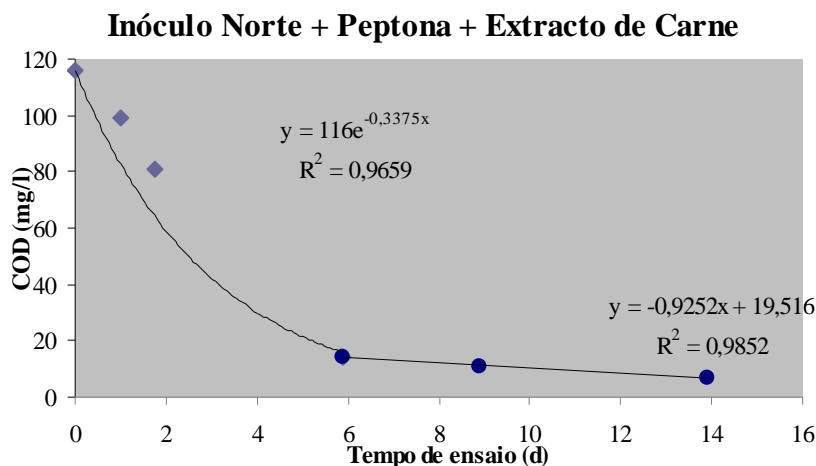


Figura 3.14 – Variação de COD e Modelos cinéticos adoptados para a amostra Inóculo Norte+ Peptona + Extracto de Carne (campanha 2009)

A aplicação do método integral aos dados experimentais obtidos no ensaio de biodegradabilidade produziu um conjunto de dados que são apresentados no Quadro 3.5.

Quadro 3.5 – Parâmetros cinéticos do ensaio de biodegradabilidade (campanha 2009)

Amostra	Ordem de Reacção	Intervalo de Tempo (d)	k		r ²
			mg/(L.d)	1/d	
Sul	Primeira Ordem	0 – 2		-0,51	0,90
	Ordem zero	2 – 14	-1,316		0,46
Inóculo Sul + Peptona + Extracto de Carne	Primeira Ordem	0 – 6		- 0,35	0,99
	Ordem zero	6 – 14	- 1,00		0,90
Norte	Primeira Ordem	0 – 2		- 0,94	0,98
	Ordem zero	2 – 14	- 0,24		0,60
Inóculo Norte + Peptona + Extracto de Carne	Primeira Ordem	0 – 6		- 0,34	0,97
	Ordem zero	6 – 14	- 0,93		0,99

De um modo geral, as equações cinéticas resultantes apresentaram um coeficiente de ajustamento (r^2) superior a 0,90. As amostras Sul e Norte constituíram a excepção, tendo apresentado dois coeficientes de ajustamento inferiores a este valor. A reacção de ordem zero obtida para a amostra Sul apresentou um r^2 de 0,46 e a obtida para a amostra Norte apresentou um r^2 de 0,60. Apesar dos coeficientes de ajustamento terem sido relativamente baixos, não foi possível encontrar um modelo cinético com melhor coeficiente de ajustamento.

Sendo expectáveis cinéticas de reacção de primeira ordem, características de águas residuais domésticas, todas as amostras ensaiadas comprovaram seguir este modelo cinético. No entanto, após um período inicial de remoção, foi observado, também em todas as amostras, um segundo momento caracterizado por um modelo cinético de ordem zero, sendo caracterizado por reduzidas concentrações de substratos orgânicos.

As amostras das águas residuais que foram colhidas nos colectores Sul e Norte apresentaram períodos de remoção idênticos para cada modelo cinético, tendo sido caracterizados, no entanto, por constantes cinéticas diferentes.

As amostras inoculadas apresentaram também períodos de remoção idênticos entre si, com constantes cinéticas similares.

3.3. Ensaio de Ecotoxicidade para a Bactéria *Vibrio fischeri*

A inibição da luminescência da bactéria *Vibrio fischeri* pelas amostras das águas residuais foi avaliada para o período de exposição de 30 minutos, em ambas as campanhas. Os resultados obtidos são apresentados no Quadro 3.6.

Quadro 3.6 - Resultados do ensaio toxicológico para as duas campanhas realizadas

	Campanha 2008		Campanha 2009	
	Norte	Sul	Norte	Sul
CE₅₀ – 30min (%)	32,5	36,4	>99	54,8

Considerando o critério de classificação de Vasseur *et al.* (1986) (Quadro 3.7), nenhuma das amostras ensaiadas apresentou um nível de ecotoxicidade significativo para a bactéria *Vibrio fischeri*.

Quadro 3.7 - Classificação do ensaio toxicológico para as duas campanhas realizadas

	Campanha 2008		Campanha 2009	
	Norte	Sul	Norte	Sul
Vassuer (1986)	Pouco tóxico	Pouco tóxico	Pouco tóxico	Pouco tóxico

3.4. Caudais das Águas Residuais

A quantificação dos caudais das águas residuais produzidas no *campus* da FCT/UNL ocorreu durante a campanha realizada em Março de 2009. Essa quantificação não foi realizada durante a campanha de 2008 pelo facto do caudalímetro não estar disponível nessa primeira campanha.

Como referido anteriormente, existindo apenas um caudalímetro nos laboratórios do GDEH, tornou-se necessária a realização da campanha de amostragem em dois períodos de 24 h consecutivos (um período de 24 h para cada um dos locais de amostragem).

3.4.1. Colector Sul

A quantificação do caudal de águas residuais provenientes do *campus* da FCT/UNL que chegam ao colector Sul, sendo posteriormente descarregadas nos colectores do município de Almada, produziu os resultados que se encontram apresentados na Figura 3.15. A campanha teve início às 11h da manhã, do dia 9 de Março de 2009, e terminou às 11h do dia 10 de Março de 2009. A análise da Figura 3.15 permite verificar que existe uma baixa afluência de água residual a este colector. Durante o período diurno (entre as 09:30 h e as 21:30h), o caudal instantâneo produzido não ultrapassou o valor de $1,2 \text{ m}^3/\text{h}$. Durante o período nocturno (entre as 21:30 h e as 09:30 h), não existiu afluência de água residual ao colector.

Na realidade, a última medição de caudal não nula ocorreu às 21:30 h. A partir desta hora, as medições de caudal indicaram valores nulos até às 09:58 h do dia seguinte. A ocorrência de duas descargas muito significativas de água residual, com caudais de $27 \text{ m}^3/\text{h}$, às 09:59 h, e de $11,2 \text{ m}^3/\text{h}$, as 10:00 h, as quais foram acompanhadas da libertação de uma quantidade muito significativa de sólidos suspensos que ficaram aprisionados no cabo da sonda do caudalímetro, permite inferir que tenha ocorrido, dentro do sistema de drenagem do *campus*, uma obstrução dos colectores, o qual terá provocado uma ausência de caudal durante todo o período nocturno. Não é possível determinar com rigor em que momento essa obstrução terá ocorrido e não é também possível avaliar o regime de caudais ao longo do período nocturno.

De acordo com as informações obtidas junto do Gabinete de Segurança (GS) da FCT/UNL, existe o registo da presença de cerca de 70 alunos no Edifício VII, durante a noite de 9 para 10 de Março. De acordo com o GS, estavam também presentes nessa noite quatro seguranças no recinto do *campus*, os quais, exceptuando as rondas efectuadas, se encontravam na portaria e no Ed. VII. Neste contexto, considera-se que deverá ter existido produção de caudal de águas residuais durante o período nocturno de 9 para 10 de Março, o qual não foi registado no colector Sul, com excepção do caudal torrencial registado às 09:59 h.

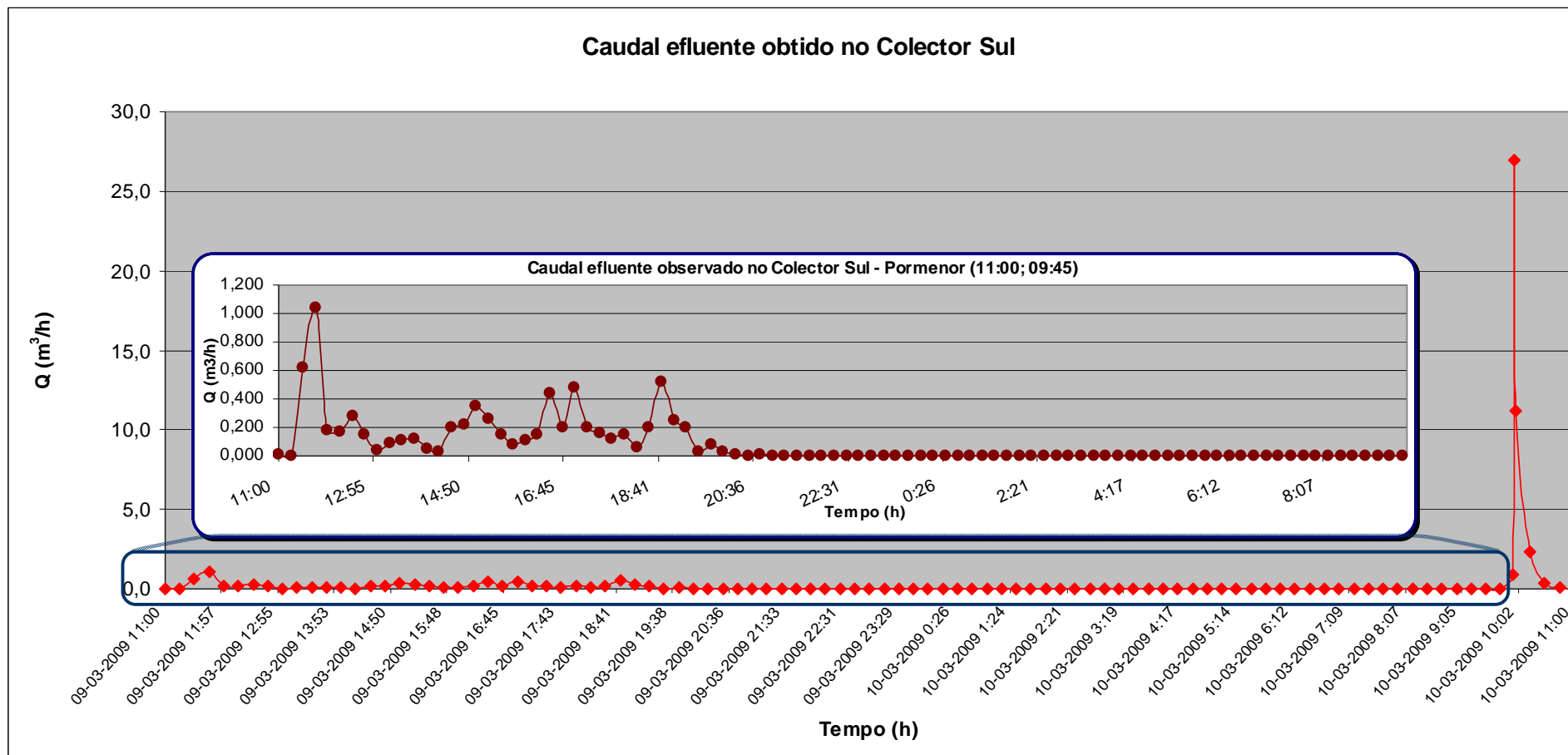


Figura 3.15 - Caudal instantâneo de águas residuais afluente ao colector Sul durante 24 horas de amostragem, no período de 9 para 10 de Março de 2009.

A proximidade das instalações da empresa Ydreams, a poucos metros do colector Sul (Figura 1.2), comparativamente à distância dos restantes pontos de produção de água residual, poderá influenciar o padrão de descarga observado. Durante o horário laboral, a flutuação do caudal afluente não permitiu identificar períodos distintos de descarga, sendo notável, no entanto, uma diminuição acentuada durante o período de almoço. Durante o período nocturno, tal como referido anteriormente, não foi possível determinar o caudal instantâneo produzido, devido à provável obstrução referida anteriormente, ou, caso esta se localizasse a montante do ponto de ligação dos esgotos da empresa Ydreams ao colector da FCT/UNL, devido à ausência de pessoal a trabalhar nas instalações da empresa durante o período nocturno.

A determinação do caudal médio horário afluente ao colector Sul incluiu o registo dos caudais horários que se encontram apresentados no Quadro 3.8.

Quadro 3.8 - Caudais horários afluentes ao colector Sul do *campus* da FCT/UNL, no período de 9 a 10 de Março

Data Hora	Caudal horário (m³/h)
09-03-2009 12:00	0,463
09-03-2009 13:00	0,158
09-03-2009 14:00	0,092
09-03-2009 15:00	0,200
09-03-2009 16:00	0,151
09-03-2009 17:00	0,318
09-03-2009 18:00	0,158
09-03-2009 19:00	0,258
09-03-2009 20:00	0,087
09-03-2009 21:00	0,007
09-03-2009 22:00	0,0
09-03-2009 23:00	0,0
10-03-2009 0:00	0,0
10-03-2009 1:00	0,0
10-03-2009 2:00	0,0
10-03-2009 3:00	0,0
10-03-2009 4:00	0,0
10-03-2009 5:00	0,0
10-03-2009 6:00	0,0
10-03-2009 7:00	0,0
10-03-2009 8:00	0,0
10-03-2009 9:00	0,0
10-03-2009 10:00	6,507
10-03-2009 11:00	0,695

O caudal máximo horário amostrado no colector Sul corresponde ao caudal registado as 10:00 horas do dia 10 de Março, o qual engloba o pico observado as 09:59 horas de dia 10, sendo o seu valor de 6,507 m³/h. No entanto, considerando que esta situação foi considerada como anómala, o caudal máximo horário considerado foi de 0,695 m³/h, acrescido de um erro associado resultante das observações feitas anteriormente. O caudal mínimo não nulo obtido foi de 0,007 m³/h, registado as 21:00 h do dia 09.

Neste contexto, o caudal médio horário calculado para o colector Sul foi de 0,379 m³/h, neste caso foi considerada a descarga pontual anteriormente referida, pois não altera significativamente o volume total produzido durante um dia de amostragem.

O volume acumulado de água residual afluyente ao colector Sul, durante as 24 horas de amostragem, encontra-se representado na Figura 3.16.

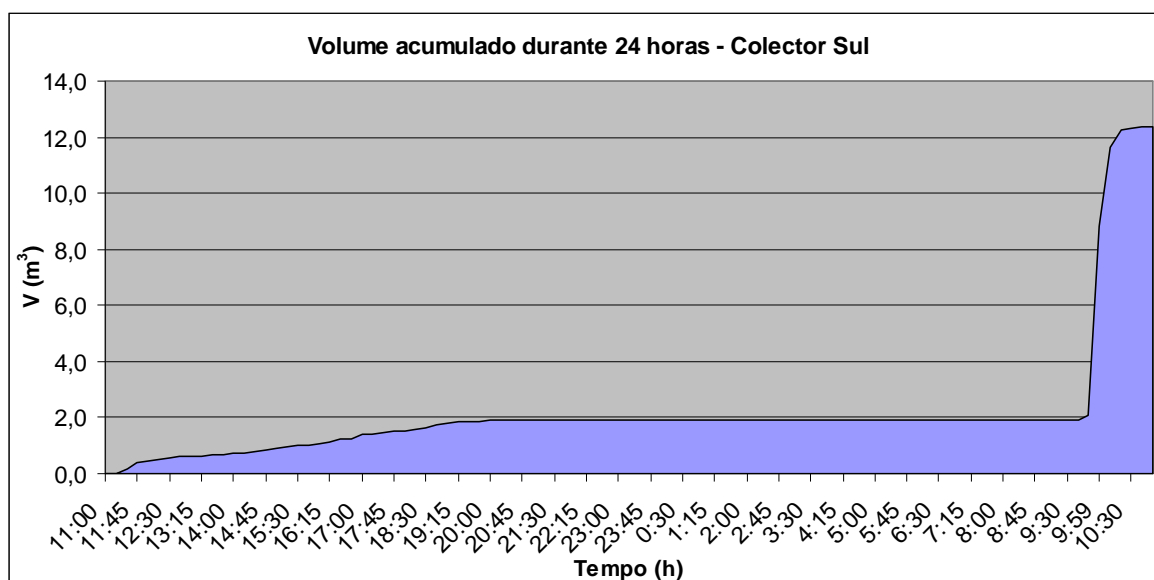


Figura 3.16 – Volume acumulado de águas residuais, durante 24 horas, afluyente ao Colector Sul, no período de 9 para 10 de Março de 2009

Com base nos resultados que são apresentados na Figura 3.16, considera-se que o caudal diário de água residual produzido no *campus* da FCT/UNL, nos dias 9/10 de Março de 2009, medido no colector Sul, foi de 12,6 m³/d.

3.4.2. Colector Norte

A quantificação do caudal das águas residuais provenientes do *campus* da FCT/UNL que chegam ao colector Norte foi realizada nos dias 10/11 de Março de 2009. Os resultados obtidos são apresentados na Figura 3.17.

A campanha teve início às 11:15 h, da manhã do dia 10, e terminou às 11:15 h, do dia 10 de Março de 2009.

A análise da Figura 3.17 permite verificar que ocorreu uma elevada afluência de água residual a este colector, tendo sido o caudal instantâneo mais elevado registado às 15:15 h, com um valor de 3,57 m³/h. De acordo com o mapa da rede de esgotos domésticos do *campus* (Figura 1.2), o colector Norte recebe a água residual produzida na maior parte dos restaurantes existentes na faculdade e, em especial, a que é produzida na cantina da faculdade, cujo período de almoço ocorre entre as 12:00 h e as 14:00 h.

Este facto poderá ser o responsável pelo pico observado entre as 14:30 h e as 16:45 h, intervalo horário em que o caudal duplicou quando comparado com o restante período diurno, considerando que o atraso desde a produção até à respectiva medição no colector corresponderá ao tempo de retenção dentro do sistema de colectores do *campus*.

Durante o período nocturno não se verificou afluência de caudal ao colector Norte.

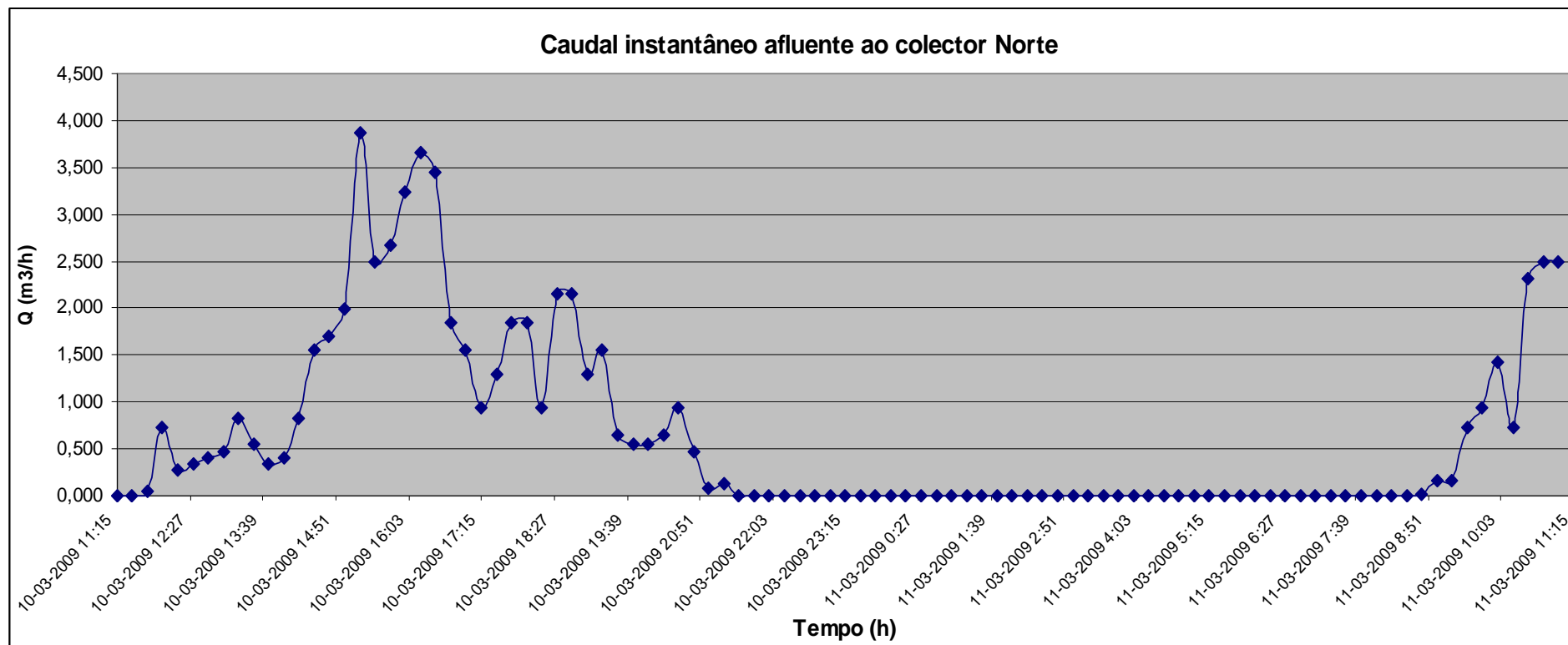


Figura 3.17 - Caudal instantâneo de águas residuais afluyente ao colector Norte, durante 24 horas de amostragem, no período de 10 a 11 de Março de 2009

A determinação do caudal médio horário afluente ao colector Norte incluiu o registo dos caudais horários que se encontram apresentados no Quadro 3.9.

Quadro 3.9 - Caudais horários afluentes ao colector Norte do *campus* da FCT/UNL, no período de 10 a 11 de Março

Data Hora	Caudal horário (m³/h)
10-03-2009 12:00	0,198
10-03-2009 13:00	0,025
10-03-2009 14:00	0,531
10-03-2009 15:00	0,101
10-03-2009 16:00	3,070
10-03-2009 17:00	0,175
10-03-2009 18:00	1,477
10-03-2009 19:00	0,109
10-03-2009 20:00	0,827
10-03-2009 21:00	0,036
10-03-2009 22:00	0,031
10-03-2009 23:00	0,0
11-03-2009 0:00	0,0
11-03-2009 1:00	0,0
11-03-2009 2:00	0,0
11-03-2009 3:00	0,0
11-03-2009 4:00	0,0
11-03-2009 5:00	0,0
11-03-2009 6:00	0,0
11-03-2009 7:00	0,0
11-03-2009 8:00	0,0
11-03-2009 9:00	0,003
11-03-2009 10:00	0,814
11-03-2009 11:00	0,134

O caudal máximo horário obtido no colector Norte foi de 3,07 m³/h, que foi registado às 16:00 h, e o mínimo, não nulo, foi de 0,003 m³/h, tendo sido obtido às 09:00 h. O caudal médio horário obtido no colector Norte foi de 0,314 m³/h.

O volume acumulado de água residual afluente ao colector Norte, durante as 24 horas de amostragem, encontra-se representado na Figura 3.18.

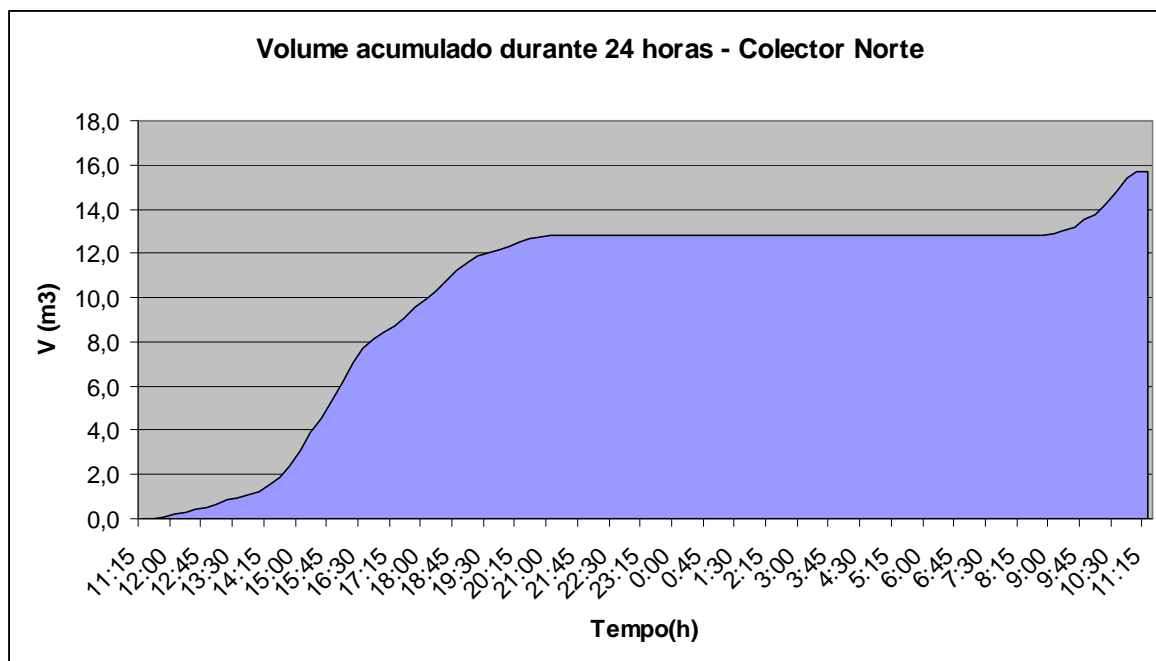


Figura 3.18 - Volume acumulado de águas residuais, durante 24 horas, afluente ao Colector Norte, no período de 10 a 11 de Março de 2009

Com base nos resultados que são apresentados na Figura 3.18, considera-se que o caudal diário de água residual produzido no *campus* da FCT/UNL, nos dias 10/11 de Março de 2009, medido no colector Norte, foi de 15,68 m³/d.

3.4.3. Caudal produzido no *campus* da FCT/UNL: comparação com estudos anteriores e com caudais de consumo de água potável

A análise dos dados de medição de caudais nos dois colectores permitiu identificar uma maior afluência de águas residuais ao colector Norte, com um valor superior em cerca de 3 m³/d comparativamente ao colector Sul. Observou-se que o caudal médio horário é quase similar nos dois colectores, existindo uma discrepância no que diz respeito ao caudal instantâneo. Desta forma e apesar da obstrução que se supõe ter ocorrido no colector Sul, este colector apresentou um caudal instantâneo que rondou os 0,5 m³/h, enquanto que no colector Norte esse valor foi de cerca de 2 m³/h.

Não tendo sido possível determinar o caudal de água residual que afluíu aos dois colectores no mesmo dia por existir apenas um caudalímetro disponível, mas dada a necessidade de se obter um valor de caudal total efluente do *campus*, efectuou-se a adição dos dois valores obtidos em dias consecutivos, apesar de se ter a noção que este procedimento poderá ter um

erro associado, dada a possibilidade da população escolar poder variar de dia para dia da semana.

Neste contexto, determinou-se que o caudal diário de águas residuais produzidas no *campus* da FCT/UNL, num dia de pleno funcionamento do *campus*, é de 28,1 m³/d. Resultando do mesmo uma estimativa de produção mensal de água residual no *campus* de 843 m³/mês (considerando um número de 30 dias por mês), para meses de pleno funcionamento do *campus*, e uma produção anual de aproximadamente 10116 m³/ano (considerando 12 meses de produção do caudal mensal de água residual).

Considerando que, durante o mês de Agosto, o *campus* apenas suporta a actividade dos funcionários que não se encontram em período de férias e que ao longo do ano lectivo existem períodos de férias (Natal, Carnaval e Pascoa) e períodos de exames (Janeiro/Fevereiro e Junho/Julho), a produção de água residual será relativamente mais baixa nestes períodos do ano. Deste modo, considera-se ser possível que a produção total anual de água residual seja efectivamente inferior ao valor indicado anteriormente.

Foi ainda calculado o contributo que cada utente tem para a produção de AR que é descarregada nos colectores municipais. Considerando o tipo de instituição, em que o número total de docentes não se encontra em permanência na faculdade, assim como o número total de alunos inscritos não tem aulas simultaneamente, a ocupação total do *campus* durante um dia em que ocorre o pleno funcionamento do mesmo será diferente ao longo da semana. Não tendo sido possível obter informação sobre a real ocupação do *campus* nos dias em que se procedeu à amostragem, considerou-se que se encontravam no *campus* a totalidade dos funcionários não docentes, 50% dos docentes e investigadores e 50% dos alunos inscritos.

Neste contexto, considerou-se uma população utente de 3220 pessoas por dia. Considerou-se ainda, que, apesar da sua distribuição pelo *campus* variar ao longo do dia, devido às deslocações entre salas de aula, gabinetes e espaços de refeição, este facto não interfere com a produção de água residual na totalidade do *campus*.

Desta forma, e com base na produção de água residual diária obtida, de 28,1 m³/d, obteve-se uma capitação de água residual por utente de 8,7 L/(utente.dia). Esta capitação é muito inferior à indicada pelo Manual de Saneamento Básico (MARN, 1991) para escolas, 50 L/(habitante.dia). Possíveis explicações para este facto serão discutidas mais adiante.

Comparativamente aos resultados obtidos, os caudais estimados por Calado (2001) e Faustino (2008) encontram-se muito acima dos resultados obtidos nas campanhas efectuadas. No

Levantamento Ambiental de 2000 (Calado, 2001) são estimados caudais na ordem dos 116000 m³/ano, valor este que é relativamente elevado quando comparado com os resultados obtidos por Faustino (2008), o qual é reduzido para 66714 m³/ano. Faustino (2008) apresenta ainda uma capitação mensal, para meses de pleno funcionamento do *campus*, de cerca de 8006 m³/mês. Os caudais indicados por Calado (2001) e Faustino (2008) foram obtidos por estimativas com base no consumo de água de abastecimento e população servida, não tendo sido obtidos por medições directas de caudais de águas residuais produzidas.

Os dados fornecidos pela ex-DLC relativamente ao consumo de água potável do *campus* encontram-se no Quadro 3.10. Com base nos dados dos meses anteriores verificou-se ter ocorrido, no mês de Março um problema com o contador, sendo que a contagem efectuada foi consideravelmente mais baixa do que nos meses anteriores.

Quadro 3.10 - Consumo de água potável do *campus* da FCT/UNL nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março de 2009

Mês	Ano	Facturação SMAS (m ³)
Janeiro	2009	7 368
Fevereiro	2009	5 597
Março	2009	1 395*

Faustino (2008) indica que existiam aproximadamente, no momento da realização do seu trabalho, 3,5 ha de espaços verdes, dos quais 2000 m² seriam regados por água proveniente de um furo existente nas instalações. O consumo estimado de água potável para rega da restante área seria de 1305 m³/mês.

Recentemente, Matos (2009) contabilizou uma área verde de 9,16 ha.. No entanto, não faz distinção entre a área verde selvagem e a área verde regada, nem quais os consumos de rega para esta última.

Considerando o consumo de 5177,5 m³/mês, resultante da média dos consumos dos meses de Janeiro e Fevereiro, já sem o consumo de água para rega, fornecido por Faustino (2008), e a capitação mensal obtida, de 843 m³/mês, obtém-se um coeficiente de afluência à rede de 0,163.

O Decreto-Lei nº23/97 de 23 de Agosto define que o coeficiente médio de afluência à rede deverá ser de 0,8. O coeficiente obtido no presente trabalho encontra-se muito abaixo do estabelecido pela legislação para cálculo de produção de águas residuais.

A ocorrência de caudais de água residual com valores relativamente baixos, quando comparados com a média dos caudais de abastecimento, assim como a ocorrência de captações de água residual muito inferiores ao expectável, poderá ser devida a diferentes factores, de entre os quais se destacam os seguintes:

- i) O caudal de água potável utilizado na rega poderá ser superior a 1305 m³/mês;
- ii) Existência de outros colectores de águas residuais que descarregam nos colectores municipais e que não foram identificados pela ex-DLC no início deste trabalho.

A alínea i) requer um trabalho adicional de medição dos caudais de água potável efectivamente gasta na rega.

Relativamente à alínea ii), no decorrer da escrita do presente trabalho foram reavaliados os locais de descarga dos efluentes produzidos no *campus*, nos colectores municipais, tendo sido localizado um novo ponto de descarga (Figura 3.19), que não havia sido referido pela ex-DLC como local de descarga nos colectores municipais. O mesmo localiza-se junto à portaria 7, entrada que serve os utentes do Metro de Almada, perto do Colector Norte, no lado oposto da estrada que circunda o *campus*.

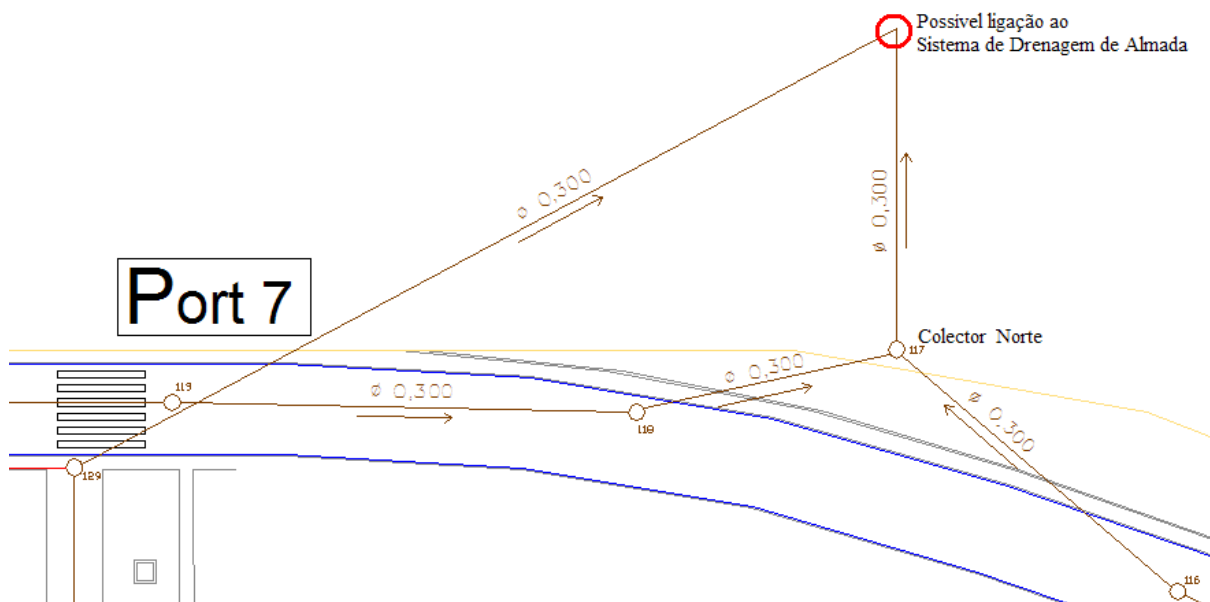


Figura 3.19 - Planta da rede de esgotos domésticos do *campus* da FCT/UNL – Pormenor Portaria 7

Uma planta mais recente da rede de drenagem interna do *campus* (Figura 3.20), que foi obtida junto da Divisão de Apoio Técnico (DAT) numa fase mais avançada deste estudo, permite

concluir que a este colector, que não foi inicialmente identificado, deverão afluir as águas residuais do Edifício Departamental, do Edifício da Caixa Geral de Depósitos, do Edifício da Livraria Escolar Editora e, provavelmente, dos Edifícios IV, III e V, embora a planta não seja totalmente esclarecedora relativamente à rede proveniente destes últimos Edifícios.

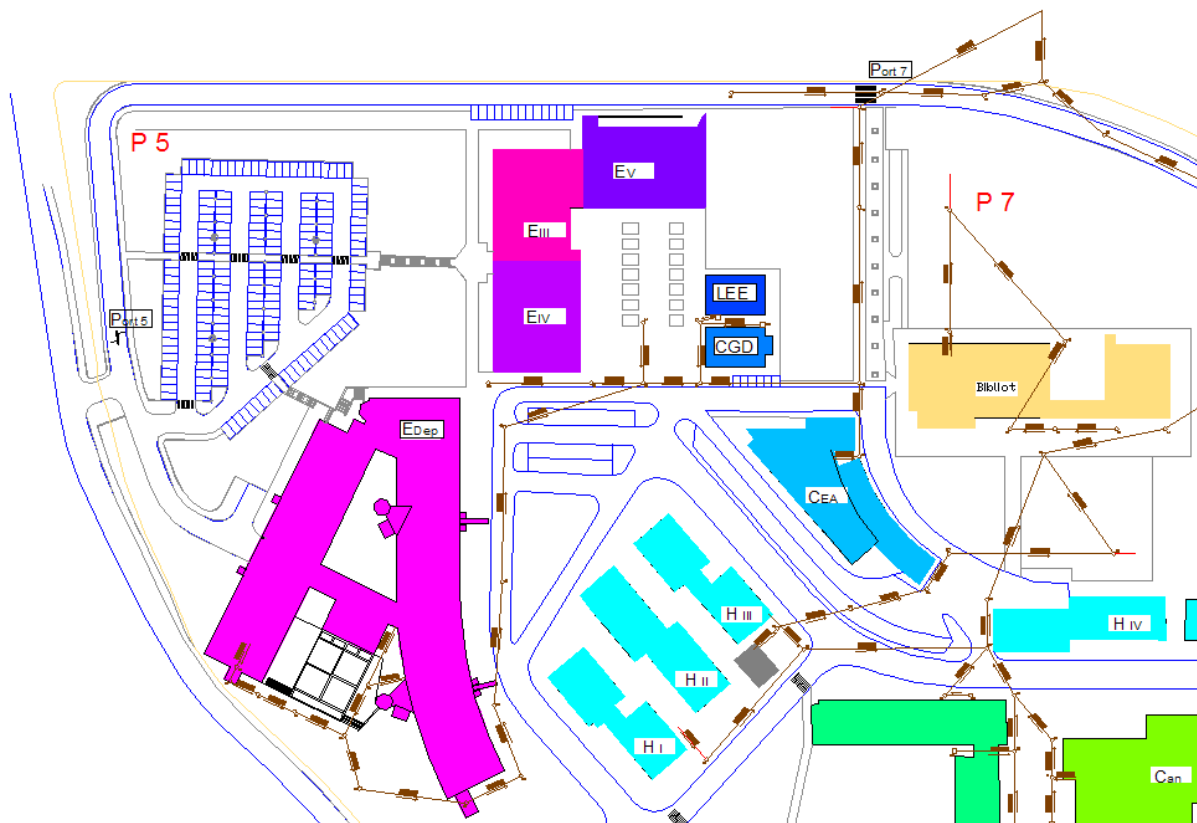


Figura 3.20 - Planta da rede de esgotos domésticos do *campus* da FCT/UNL – Pormenor Zona Noroeste

Em próximos trabalhos, propõe-se que seja feita uma reavaliação da planta de esgotos domésticos do *campus* da FCT/UNL, a qual inclua este novo ponto de descarga, assim como uma nova quantificação e qualificação dos efluentes produzidos no *campus*.

3.5. Estimativa de cargas poluentes presentes nas águas residuais do *campus* da FCT/UNL

A determinação do caudal de águas residuais do *campus* da FCT/UNL, efectuada durante a campanha de 2009, permitiu o cálculo das cargas poluentes produzidas no *campus* da FCT/UNL. No Quadro 3.11 são apresentadas as concentrações dos parâmetros químicos

determinados durante a campanha de 2009 e as respectivas cargas diárias resultantes do pleno funcionamento do *campus*.

Quadro 3.11 – Concentrações e cargas dos parâmetros químicos ensaiados na campanha de 2009

Parâmetro	Norte		Sul		Carga total
	Concentração (mg/L)	kg/d*	Concentração (mg/L)	kg/d*	kg/d*
CQO	302	4,73	667	9,19	13,92
CBO₅	118	1,84	415	5,72	7,57
Compostos fenólicos (C₆H₅OH)	0,1	0,002	0,5	0,01	0,01
Sulfatos (SO₄)	0,4	0,01	0,4	0,01	0,01
Fluoretos (F)	4,3	0,07	15	0,21	0,27
Sulfuretos (em S²⁻)	2	0,03	2	0,03	0,06
Detergentes (em LS)	0,1	0,002	1,4	0,02	0,02
Óleos e Gorduras	2585	40,55	69,5	0,96	41,51
Hidrocarbonetos	9,2	0,15	4,5	0,06	0,21
Fósforo Total (em P)	6	0,10	13	0,18	0,28
Azoto total (em N)	28	0,44	137	1,89	2,33
Azoto Amoniacal (em N)	24	0,38	125	2,21	2,59
Sólidos Totais	614	9,63	1356	18,70	28,33
SST	90	1,41	370	5,10	6,51
SDT	460	7,22	600	8,27	15,49
Estanho total	0,01	0,2 g/d	0,02	0,2 g/d	0,37 g/d
Mercúrio total	< LQ	-	0,003	0,037 g/d	0,04 g/d
Zinco total	0,05	0,81 g/d	< LQ	-	0,81 g/d
Bário	0,24	3,7 g/d	0,35	4,8 g/d	0,009
Cálcio	68,51	1,07	76,51	1,06	2,13

* Excepto quando indicado

Foi também calculado o contributo que cada utente tem para a carga total que é descarregada nos colectores municipais. Tal como referido anteriormente, não foi possível averiguar qual a real ocupação do *campus* nos dias em que ocorreram as amostragens. Desta forma, foram efectuadas as mesmas considerações utilizadas para o cálculo da capitação de água residual por utente do *campus*.

Neste contexto, considerou-se uma população utente de 3220 pessoas por dia. Tendo-se considerado que as deslocações entre salas de aula, gabinetes e espaços de refeição, não interferem com as cargas geradas na totalidade do *campus*. Desta forma, a carga de poluente

gerada por utente do *campus* foi calculada com base nas cargas totais de cada poluente. Os resultados obtidos encontram-se representados no Quadro 3.12.

Quadro 3.12 – Quantificação das cargas de poluente por utente produzidas num dia no *campus* da FCT/UNL

Parâmetro	Carga Total (kg/d)	g/(utente.d) *
CQO	13,924	4,32
CBO₅	7,566	2,35
Compostos fenólicos (C₆H₅OH)	0,008	2,48 mg/(utente.d)
Sulfatos (SO₄)	0,012	3,79 mg/(utente.d)
Fluoretos (F)	0,274	0,08
Sulfuretos (em S²⁻)	0,059	0,02
Detergentes (em LS)	0,021	0,01
Óleos e Gorduras	41,511	12,89
Hidrocarbonetos	0,207	0,06
Fósforo Total (em P)	0,277	0,09
Azoto total (em N)	2,329	0,72
Azoto Amoniacal (em N)	2,586	0,80
Sólidos Totais	28,333	8,80
SST	6,514	2,02
SDT	15,491	4,81
Estanho total	0,372	0,12 mg/(utente.d)
Mercúrio total	0,037	0,01 mg/(utente.d)
Zinco total	0,805	0,25 mg/(utente.d)
Bário	0,009	2,66 mg/(utente.d)
Cálcio	2,130	0,66

*excepto quando indicado

O cálculo das cargas de poluentes por utente do *campus* tem associado um erro correspondente a rotatividade dos alunos ao longo do dia, sendo que, apesar de se ter considerado que o *campus* seja ocupado por 50% dos alunos inscritos, durante um dia, os mesmos não se encontram presentes as 12 horas de funcionamento de aulas. Desta forma considera-se que as cargas de poluentes por utente se podem encontrar subestimadas.

Constata-se, pela análise do Quadro 3.12, que as cargas de poluentes por utente produzidas no *campus* são inferiores as cargas características de águas residuais domésticas. As causas deste facto poderão ser a ausência de dormitórios no interior da zona principal do *campus* que foi objecto deste estudo e o facto de uma parte da carga orgânica que é descarregada através do colector, que não foi inicialmente identificado, não ter sido contabilizada neste trabalho.

4. Conclusões

A presente dissertação teve como objectivo caracterizar as águas residuais produzidas no *campus* da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, sob os pontos de vista físico-químico, ecotoxicológico e de caudais descarregados nos colectores municipais do concelho de Almada.

A caracterização físico-química das águas residuais colhidas em cada colector, Norte e Sul, permitiu concluir que as mesmas não apresentaram características idênticas, sendo a água residual afluenta ao colector Sul, localizado no extremo Sul do *campus*, mais carregada do que a que aflui ao colector Norte.

A análise das amostras recolhidas no colector Norte apresentou valores de CBO₅, CQO, Sólidos Totais e Óleos e Gorduras compreendidos dentro dos seguintes intervalos: [290 mg O₂/L; 118 mg O₂/L], [302 mg O₂/L], [395 mg /L; 2582 mg /L], [748 mg /L; 614 mg /L], respectivamente. Nas duas campanhas efectuadas, foi obtido o mesmo valor de CQO no colector Norte.

A análise das amostras recolhidas no colector Sul apresentou valores de CBO₅, CQO, Sólidos Totais e Óleos e Gorduras compreendidos dentro dos seguintes intervalos: [385 mg O₂/L; 415 mg O₂/L], [603 mg O₂/L; 667 mg O₂/L], [69,5 mg /L; 282 mg /L], [1114 mg /L; 1356 mg /L], respectivamente.

Não foram encontradas concentrações significativas de metais nas águas residuais, concluindo-se que estes não levantam problemas no que diz respeito à descarga dos efluentes do *campus* da FCT nos colectores municipais. Do conjunto de metais analisados, apenas se observou a ocorrência de reduzidas concentrações de Estanho, Mercúrio e Zinco.

No que diz respeito à descarga nos colectores de águas residuais do concelho de Almada, e de acordo com o Regulamento Municipal de Águas Residuais do município de Almada, foram observadas concentrações elevadas para os parâmetros Óleos e Gorduras, com uma concentração máxima analisada de 2585 mg/L, no colector Norte, em 2009, Sulfuretos, com uma concentração máxima analisada de 2,4 mg S²⁻/L, no colector Sul, em 2008, e Fluoretos, de 15 mg F/L, no colector Sul, em 2009. No entanto, tendo sido efectuado um estudo num período de tempo limitado, não é possível concluir que se tratem de situações permanentes e como tal não é também possível concluir que a ocorrência destes valores seja passível de limitar a admissão dos efluentes do *campus* da FCT nos colectores municipais. Torna-se assim necessário prolongar este estudo no tempo.

Todas as amostras submetidas aos ensaios de biodegradabilidade, para ambas as campanhas de amostragem e para ambos os colectores, atingiram e superaram o patamar mínimo de remoção de substratos orgânicos, definido pela OCDE, tendo sido classificadas como biodegradáveis.

Concluiu-se ainda que, em ambas as campanhas, os ensaios de biodegradabilidade decorreram de forma semelhante, nas amostras de cada colector. Observaram-se modelos cinéticos constituídos por dois períodos distintos, caracterizados por uma remoção de primeira ordem, no início dos ensaios, seguida de uma remoção de ordem zero, até ao final do ensaio.

A determinação da ecotoxicidade das amostras ensaiadas foi efectuada com a aplicação do teste “Whole Effluent Toxicity” do qual resultaram valores de CE_{50} dentro do intervalo [10%; 100%]. De acordo com a classificação de Vassuer (1986), todas as amostras foram classificadas como apresentando um baixo nível de toxicidade.

A determinação do caudal médio horário afluyente a cada colector, na campanha realizada em Março de 2009, permitiu obter valores na ordem dos $0,379 \text{ m}^3/\text{h}$, no colector Sul, e de $0,314 \text{ m}^3/\text{h}$, no colector Norte. Foram obtidos volumes totais diários de $12,4 \text{ m}^3$, no colector Sul, e de $15,68 \text{ m}^3$, no colector Norte. Constatou-se a ausência de caudal durante o período nocturno, das 21:30 h as 09:00 h, nos dois colectores.

Foram estimados caudais mensais na ordem dos $843 \text{ m}^3/\text{mês}$ para períodos de plena actividade do *campus*, com um coeficiente de afluência à rede de 0,16. Tendo sido obtida uma capitação por utente de $8,7 \text{ L}/(\text{utente}.\text{dia})$.

Dada a inconsistência de dados entre os caudais de abastecimento e os caudais de água residual obtidos no presente estudo, levantaram-se suspeitas no que diz respeito à existência de uma terceira ligação à rede de drenagem municipal. Na fase final de elaboração da presente dissertação, por análise do mapa de colectores internos de águas residuais do *campus* da FCT, concluiu-se existir uma terceira ligação ao sistema de drenagem do município de Almada, a qual não havia sido identificada inicialmente pela ex-DLC.

A determinação das cargas poluentes produzidas no *campus* da FCT permitiu concluir que estas se encontram abaixo do expectável para águas residuais domésticas, o que também poderá estar associado ao facto do terceiro colector, identificado na fase final de elaboração da presente dissertação, não ter sido incluído no presente estudo.

Com base na informação que foi obtida durante a elaboração da presente dissertação, considera-se que os efluentes produzidos no *campus* da FCT, que são descarregados nos

colectores Norte e Sul, apresentam características maioritariamente equiparáveis a águas residuais domésticas.

5. Propostas de trabalho futuro

Propõe-se que seja efectuado um levantamento exaustivo da rede de drenagem do *campus* da FCT/UNL, e a averiguação do número e local de descarga de águas residuais nos colectores municipais do concelho de Almada.

No seguimento do levantamento efectuado, propõe-se que seja realizado um estudo aprofundado sobre a qualidade e quantidade de água residual produzida no *campus* e que é descarregada nos colectores municipais, incluindo o colector identificado na presente dissertação e que não foi abrangido pelo presente estudo. Propõe-se, ainda, que as campanhas realizadas abranjam os diferentes períodos que caracterizam a actividade do *campus*: pleno funcionamento; época de exames; férias escolares.

Considera-se relevante a caracterização dos efluentes produzidos no *campus* da faculdade por departamento por forma a averiguar se os problemas encontrados no presente trabalho, nomeadamente as concentrações elevadas de sulfuretos, se referem a possíveis descargas dos departamentos ou a tempos de retenção elevados na rede interna de colectores do *campus*. Sendo de elevado interesse averiguar a origem dos óleos e gorduras presentes nos efluentes analisados, propõe-se que a amostragem realizada por departamento inclua amostradores nos pontos de ligação dos bares e restaurantes à restante rede de drenagem do *campus*.

Considera-se necessária a determinação dos reais consumos de água potável para rega dos espaços verdes do *campus*, sendo ainda relevante a averiguação da real ocupação diária do *campus*.

6. Referências bibliográficas

- APHA/AWWA/WPCF (1998) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th edition. American Public Health Association, Washington, DC.
- Barbosa, R. (2005) *Caracterização química e Ecotoxicológica de escórias e cinzas resultantes da co-combustão de Lamas e Carvão*. Dissertação de mestrado, FCT/UNL, Lisboa.
- Bertolino, S., Carvalho, C., Aquino, S. (2008) Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em *Campus* universitário. *Eng. Sanit. Ambient.* Vol 13, N°3, pp. 271-277.
- Butler, D. and Davies, John W. (2004) *Urban Drainage*. 2nd edition, Spon Press, London.
- Calado, A. (2001) Levantamento Ambiental de 2000: Resumo Técnico. FCT/UNL, Lisboa.
- Chen, X. and Yue, Po Lock (2000) Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, 19, pp. 65–76.
- Corbitt, R. (1998) *Standard handbook of Environmental Engineering*. 2nd edition. McGraw-Hill, New York.
- EPA 3015A (2007) *Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods*. Disponível em [www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf]
- EPA (2002) *Onsite wastewater treatment systems manual*. USEPA.
- Faustino, A. (2008) *Contribuição para uma melhoria na gestão de água residuais de campi universitário*. Dissertação de mestrado, FCT/UNL, Lisboa.
- Fogler, H. S. (2006) *Elements of chemical reaction engineering*. 4th edition. Prentice-Hall International, New Jersey.
- Guedes, A. (2003) Fenton oxidation of cork cooking wastewater – Overall kinetic analysis. *Water Research*, 37, pp. 3061-3069.
- Grady, L and Lim, H. (1980) *Biological wastewater treatment, theory and applications*. Marcel Dekker, Inc., New York.
- Henze, M., Harremöes, P., Arvin, E. and Jansen, Jes la Cour (1997) *Wastewater treatment. Biological and Chemical Processes*. 2nd edition. Springer, Germany.

- Hvitved-Jacobsen, T. (2002) *Sewer processes: microbial and chemical process engineering of sewer networks*. CRC Press LLC, N.Y.
- Jern, N. G. (2006) *Industrial Wastewater Treatment*. Imperial College Press, London.
- Jördening, H.-J. and Winter, J. (ed) (2005) *Environmental Biotechnology: Concepts and applications*. WILEY-VCH, Germany.
- Lapa, N., Santos Oliveira, J. F., Camacho, S. L., Circeo, L. J. (2002). An ecotoxic risk assessment of residue materials produced by the plasma pyrolysis/vitrification (PP/V) process. *Waste Management*, 22, pp. 335–342.
- Lesikar, B. J. (2006) Food-Service Establishment Wastewater Characterization. *Water Environment Research*, 78 (8), pp. 805-809.
- MARN (1991) *Manual de Saneamento Básico*. Volume I, Ministério do Ambiente e Recursos Naturais: Direcção Geral dos Recursos Naturais, Lisboa.
- Matos, A. (2009) *Evolução do Campus da Caparica – Historial dos estudos de implantação e caracterização do terreno do Campus e suas implicações para o SGA*. Dissertação de Mestrado, FCT/UNL, Lisboa.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th edition. McGraw-Hill, New York.
- Mendes, B. e Oliveira, J. S. (2004) *Qualidade da água para consumo humano*. Lidel, Lisboa.
- Neilson, A. and Allard, A. (2008) *Environmental degradation and transformation of organic chemicals*. Neilson, Alasdair H. e Allard, Ann-Sofie (ed.), CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL.
- OCDE (1992) *OECD Guidelines for testing of chemicals. Ready Biodegradability*. OCDE: 301-A: “DOC Die-Away”. Paris.
- OCDE (1995) *Detailed review paper on biodegradability testing*. OECD Series on the test guidelines programme. Paris.
- OCDE (2003) *Introduction to the OECD guidelines for testing chemicals*. Section 3. Part 1: Principles and strategies related to the testing of degradation of organic chemicals. Paris.

- Ogunfowkan, A., Okoh, E. K., Adenuga, A. A. and Asubiojo, O. I. (2005) An Assessment of the Impact of Point Source Pollution from a University Sewage Treatment Oxidation Pond on a Receiving Stream-A Preliminary Study. *Journal of Applied Sciences*, 5 (1) pp. 36-43.
- Oliveira, J. S. (1982) *Operações e processos fundamentais em engenharia sanitária – fundamentos da depuração biológica*. Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- Quevauviller, P., Thomas, O. and Van der Beken, A. (ed.) (2006) *Wastewater Quality Monitoring and Treatment*. John Wiley & Sons Ltd, England, West Sussex.
- Santos, F. (2008) *Benchmark ambiental e de sustentabilidade para campus universitários. Caso de estudo da FCT/UNL*. Dissertação de Mestrado, FCT/UNL, Lisboa.
- Tchobanoglous, G. (1991) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. 3rd edition. McGraw-Hill, New York.
- Trebuchon, P., Bitar, H. and Thomas, O. (2000) *Water Sci. Technol*, 42(5–6), 15–22.
- Zwart, D. and Sloof, W. (1983) The microtox as an alternative assay in the acute toxicity assessment of water pollutants. *Aquatic Toxicity*, 4, pp. 129 – 139.